Saint-Laurent
Vision 2000

Guide d'échantillonnage des sédiments du Saint-Laurent pour les projets de dragage et de génie maritime

Volume 1 : Directives de planification

Canada

Québec

Guide d'échantillonnage des sédiments du Saint-Laurent pour les projets de dragage et de génie maritime

Volume 1 : Directives de planification

Direction de la Protection de l'environnement
Environnement Canada, Région du Québec
Montréal, Québec

Octobre 2002

AVIS AU LECTEUR

Les mentions de marque de commerce et de produits commerciaux qui apparaissent dans ce rapport ne signifient aucunement que leur utilisation est recommandée. Pour obtenir de plus amples informations sur le présent guide et les recommandations qu'il contient, veuillez vous adresser à :

Environnement Canada
Direction de la Protection de l'environnement
Section innovation technologique et secteurs industriels
105, rue McGill, 4e étage
Montréal (Québec)
H2Y 2E7
Tél. : (514)283-9274

On devra citer la publication comme suit :
Environnement Canada (2002). *Guide d'échantillonnage des sédiments du Saint-Laurent pour les projets de dragage et de génie maritime. Volume 1 : Directives de planification*. Environnement Canada, Direction de la Protection de l'environnement, Région du Québec, Section innovation technologique et secteurs industriels. Rapport 105 pages.

Publié avec l'autorisation du ministre de l'Environnement
© Ministre des Travaux publics et Services gouvernementaux Canada
N° de catalogue : En154-1/2002-1F
ISBN :0-662-87972-4

Remerciements

Le présent guide a été rédigé à partir d'une synthèse préparée par Stéphane Lorrain de la compagnie Service d'études sédimentologiques, une division de Environnement Illimité inc. de Montréal (Québec). Nous tenons à remercier M. Lorrain dont l'expertise et la qualité du travail ont joué un rôle considérable dans l'élaboration de ce document.

La rédaction et la réalisation de ce guide était sous la direction scientifique de Julie Leduc et Michel Chevalier de la direction de la Protection de l'environnement d'Environnement Canada. Tout au long de ce travail, ils ont bénéficié des conseils techniques d'une équipe ad hoc de suivi de projet composée de Serge Morissette et Mireille Blouin du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, de Yves Lavergne de Travaux publics et Services gouvernementaux Canada et de Suzie Thibodeau de la Direction de la Protection de l'environnement d'Environnement Canada.

Nous tenons à remercier Serge Morissette pour ses nombreuses contributions dans le domaine des statistiques et tout particulièrement pour la rédaction de l'annexe C du présent guide (volume 1) sur le coût de l'incertitude en échantillonnage environnemental. Nous remercions également Caroll Bélanger et Alain Latreille de la direction de la Protection de l'environnement d'Environnement Canada, Pierre Gagnon, Christian Gagnon, Isabelle Saulnier, Louis-Filip Richard et Jean-François Bibeault du Centre Saint-Laurent d'Environnement Canada, Pierre Michon du ministère de l'Environnement du Québec, Yves Lavergne et Marc Desrosiers de Travaux publics et Services gouvernementaux Canada, Pierre Rouleau de la Garde côtière canadienne, Marc Pelletier de Procéan Environnement inc. Division de SNC-Lavalin et Jacques Bérubé de la firme Consultants JBL inc., pour leurs commentaires et suggestions. Nous exprimons notre gratitude à Monique Simond d'Environnement Canada qui a assuré la révision linguistique et la mise en page de ce guide ainsi qu'à Dianne Ouellet et Martine Bluteau d'Environnement Canada pour leur collaboration lors de la publication.

Nous remercions les membres du Groupe de travail sur la gestion intégrée du dragage et des sédiments, groupe créé en support au développement de la Stratégie de navigation durable sur le Saint-Laurent, pour la révision finale du guide et pour avoir accordé leur appui à son utilisation sur le Saint-Laurent.

Avant-propos

Ce document vise à aider les promoteurs et les gestionnaires de projets de dragage et de génie maritime à concevoir et réaliser des plans d'échantillonnage des sédiments qui répondent aux préoccupations en matière de caractérisation physico-chimique. Les directives sont accompagnées de considérations et de conseils permettant une utilisation efficiente de ce guide.

Le présent document est également un complément aux méthodes d'essais biologiques publiées par Environnement Canada qui traitent des essais de toxicité ou de bioaccumulation sur l'eau de porosité et les sédiments entiers. Les approches et modes d'opération normalisés qui sont proposés doivent être suivis si l'on veut assurer une normalisation des procédures de collecte des échantillons et de documentation des travaux de caractérisation. Cette façon de faire facilitera la réussite des travaux d'échantillonnage et l'acceptabilité des résultats.

L'utilisation de ce guide pour l'échantillonnage des sédiments dragués dans le Saint-Laurent est recommandée par Environnement Canada, le ministère de l'Environnement du Québec, Pêches et Océans Canada, Transports Canada, Travaux publics et Services gouvernementaux Canada ainsi que par la Société de la faune et des parcs du Québec.

Résumé

L'approche de caractérisation des sédiments dans le cadre des projets de dragage et de génie maritime a été revue et mise à jour dans un nouveau guide méthodologique présenté en deux volumes. Le premier volume, intitulé « *Directives de planification* » est destiné aux planificateurs de l'étude de caractérisation alors que le second, intitulé « *Manuel du praticien de terrain* », est destiné aux équipes techniques chargées des travaux d'échantillonnage. L'utilisation du guide méthodologique est recommandée pour assurer une normalisation des procédures de collecte des échantillons et de documentation des travaux de caractérisation des sédiments.

Le présent document est divisé en quatre chapitres. Dans l'introduction, on présente l'à-propos de ce guide ainsi que le contexte dans lequel il a été élaboré afin de définir les contraintes entourant la réalisation d'études de caractérisation dans un cadre normalisé. Le deuxième chapitre présente l'objectif principal de l'étude de caractérisation qui est d'obtenir des échantillons afin de caractériser les sédiments aux sites de dragage, de rejet et de référence (selon le cas), en considérant un certain nombre de facteurs qui affecteront la valeur informative des échantillons. Dans le troisième, on aborde la planification de l'échantillonnage qui recoupe l'élaboration d'un plan d'étude et d'une approche d'échantillonnage spécifique au projet. Les principales composantes du plan d'étude sont donc présentées en décrivant comment utiliser l'information et les données disponibles pour déterminer la stratégie d'échantillonnage, le type d'échantillonneur, les règles de manipulation et de conservation des échantillons et certains aspects généraux de logistique et de santé et sécurité pouvant affecter le déroulement d'une campagne d'échantillonnage. Dans le quatrième chapitre, il est question des aspects relatifs à l'assurance et au contrôle de la qualité des activités d'échantillonnage d'un projet. Les différents aspects à couvrir sont présentés dans le cadre de l'élaboration d'un programme d'assurance et de contrôle de la qualité que tout planificateur devrait considérer avant de réaliser une étude de caractérisation.

Abstract

The approach used to characterize sediments in dredging and marine engineering projects has been revised and updated in a new two-volume methods manual. The first volume, *Planning Guidelines*, is intended for planners of characterization studies, while the second volume, *Field Operations Manual*, is addressed to the technical teams carrying out the sampling work. The use of this guide is recommended to ensure the standardization of procedures for collecting samples and documenting sediment characterization work.

This volume is divided into four chapters. The introduction describes the relevance of the guide and the context in which it was written in order to define the constraints involved in carrying out characterization studies in a standardized framework. The second chapter introduces the principal objective of sediment characterization studies, which is to obtain samples in order to characterize sediments from dredging, disposal and reference sites; in addition, a number of factors that may affect the informational value of the samples are discussed. The third chapter deals with the planning of sampling operations, including the development of a specific sampling approach and study design for the project. The main components of a study design are described by explaining how to use the available information and data to determine the sampling strategy, type of sampler to be used, rules for handling and preserving samples, and some general aspects of logistics and health and safety that may affect the implementation of a sampling campaign. The fourth chapter deals with the quality assurance and control of sampling activities in a project. The various subjects to be covered are dealt with in a discussion on developing a quality assurance and control program, which all planners must take into account before carrying out a characterization study.

Table des matières

REMERCIEMENTS iii
AVANT-PROPOS iv
RÉSUMÉ v
ABSTRACT vi
LISTE DES TABLEAUX ix
LISTE DES FIGURES x
GLOSSAIRE xi

1. INTRODUCTION 1
1.1Contexte 1
1.2 Domaine d'application du document 2

2. CAMPAGNE D'ÉCHANTILLONNAGE 3

3. PLANIFICATION DE L'ÉCHANTILLONNAGE 5
3.1 Généralités 5
3.2 Paramètres d'analyse 6
3.3 Composantes d'un plan d'échantillonnage 7
3.3.1 Revue des données disponibles 7
3.3.2 Plan d'échantillonnage 12
3.4 Vérification du plan d'étude 33

4. PROGRAMME D'ASSURANCE ET DE CONTRÔLE DE LA QUALITÉ 35
4.1 Généralités 35
4.2 Objectifs de qualité des données 35
4.3 Indicateurs de qualité des données 37
4.4 Procédures d'opération normalisées 39
4.5 Suivi du programme d'assurance et de contrôle de la qualité 40
4.5.1 Rôle 40
4.5.2 Contenu 41
4.5.3 Importance de présenter une information intégrée relative au projet 41

Références 44

Annexe A Formules statistiques pour le calcul du nombre d'échantillons 48

Annexe B Nombre d'échantillons de sédiments à prélever pour les projets de dragage 52

Annexe C Le coût de l'incertitude en échantillonnage environnemental 53

Liste des tableaux

Tableau 3.1	Facteurs affectant la valeur informative des échantillons	6
Tableau 3.2	Principales composantes d'un plan d'échantillonnage relatives à l'étude de caractérisation des sédiments	8
Tableau 3.3	Liste de vérification du plan d'échantillonnage	34
Tableau 4.1	Étapes pour l'élaboration des objectifs de qualité des données	36
Tableau 4.2	Sources d'erreurs communes	38
Tableau 4.3	Table des matières d'un programme d'assurance et de contrôle de la qualité (incluant les aspects relatifs aux travaux de laboratoire)	42

Tableaux en annexes

Tableau A.1	Conditions d'utilisation de la table normale et de la table de Student.	51
Tableau B.1	Nombre d'échantillons de sédiments à prélever pour des projets de dragage de différentes tailles	52
Tableau C.1	Matrice de décision pour les couples action-état de la nature	58
Tableau C.2	Matrice de décision pour les couples action-état de la nature	62
Tableau C.3	Matrice des coûts pour les couples action-état de la nature	68
Tableau C.4	Matrice des regrets pour les couples action-état de la nature	70
Tableau C.5	Matrice des regrets espérés pour chaque action	71
Tableau C.6	Réduction de l'incertitude en fonction de la taille de l'échantillon	79

Liste des figures

Figure 2.1	Organigramme d'une étude de caractérisation des sédiments	4
Figure 3.1	Échantillonnage selon une grille systématique pour l'élimination de la corrélation dès la prise de l'échantillon	16
Figure 3.2	Exemples de différents plans d'échantillonnage	21

Figures en annexes

Figure C.1	Distribution des résultats d'analyse de sédiments	57
Figure C.2	Répartition hypothétique de la densité de pollution à la surface des sédiments	59
Figure C.3	Réduction de l'incertitude avec l'augmentation de la taille de l'échantillon	60
Figure C.4	Taille optimale de l'échantillon en statistique classique	62
Figure C.5	Valeur socio-économique de dommages causés par la pollution	67
Figure C.6	Coût de la pollution en fonction du niveau de contamination	69
Figure C.7	Coût de l'incertitude de chacune des actions en fonction des probabilités de dépassement de la norme	72
Figure C.8	Coût de la pollution en fonction du niveau de contamination	74
Figure C.9	Regrets des actions en fonction du niveau de contamination	75
Figure C.10	Regrets conditionnels espérés en fonction de la contamination moyenne mesurée sur les sédiments	76
Figure C.11	Gain espéré de l'étude en fonction de la taille de l'échantillon	79
Figure C.12	Problématique avec un coût de décontamination supérieur au coût économique	80
Figure C.13	Coût de la pollution en fonction du niveau de contamination	82
Figure C.14	Regrets des actions en fonction du niveau de contamination	83
Figure C.15	Regrets conditionnels espérés en fonction de la contamination moyenne mesurée sur les sédiments	84

Glossaire

Assurance de la qualité (AQ) : Désigne un système d'activité dont le but est de fournir au producteur ou à l'utilisateur d'un produit (p. ex. les données) ou d'un service, l'assurance que le produit ou service est conforme aux normes de qualité définies. Elle est constituée de deux activités distinctes mais reliées, le contrôle de la qualité et l'évaluation de la qualité. Le processus d'assurance de la qualité comprend la documentation des méthodes, l'identification des points critiques dans le cadre des activités de collecte des données qui doivent être surveillées au moyen de méthodes de contrôle de la qualité, le niveau de qualité obtenu, les problèmes rencontrés et les mesures de correction prises.

Benne : Type d'échantillonneur à mâchoires qui permet de recueillir du matériel sédimentaire de manière superficielle (généralement inférieure à 30 cm d'épaisseur).

Caractérisation physico-chimique : Ensemble des analyses permettant de décrire la nature des sédiments quant aux propriétés physiques (granulométrie, minéralogie, odeur, etc.) et chimiques (teneurs en contaminants organiques et inorganiques, matière organique, etc.).

Carottiers : Type d'échantillonneur qui permet de recueillir un échantillon vertical des sédiments sur une certaine épaisseur à l'intérieur d'un tube, généralement fait de matière plastique.

Chaîne de possession : Documentation attestant de la possession (suite des détenteurs) d'un échantillon, depuis son prélèvement jusqu'à son analyse, afin de prouver qu'il n'a pas été falsifié ni contaminé durant cette période.

Comparabilité et compatibilité des données : La comparabilité des données est basée sur une mesure du degré de confiance avec lequel une série de données peut être comparée à une autre, alors que la compatibilité des données d'une série de données à une autre est basée sur le degré d'exactitude et la cohérence caractérisant les séries de données comparées (échantillonnage, analyse, enregistrement et traitement des données analogues, protocoles d'AQ/CQ analogues, unités d'enregistrement des données analogues, etc.).

Contamination croisée : La contamination croisée survient lorsqu'un échantillon provenant d'une station peu ou pas contaminée vient en contact avec un échantillon d'une station plus contaminée. Un nettoyage efficace des différents instruments d'échantillonnage permet de réduire les risque de contamination croisée.

Contrôle de la qualité (CQ) : Système global d'activités dont le but est de contrôler la qualité d'un produit (p. ex. les données) ou d'un service de manière à répondre aux besoins des utilisateurs. Le but est de fournir un degré de qualité satisfaisant, adéquat, fiable et économique.

Datum : Point de référence à partir duquel les calculs et les mesures peuvent être faits.

Dragages récurrents : Dragages d'entretien réalisés à une fréquence d'un ou deux ans.

Eau de porosité *(syn. : eau interstitielle)* : Eau que l'on retrouve dans les sédiments. Elle occupe l'espace entre les grains de la matrice sédimentaire et est échantillonnée pour les besoins de certains bioessais.

Écart type : Mesure de la dispersion ou de l'étalement des points correspondant aux données autour de la valeur moyenne correspondant à la série de données obtenue par des essais répétés avec un échantillon homogène dans des conditions spécifiées. Il est calculé à partir de la racine carrée de la variance d'une série de valeurs. De façon plus générale, il correspond à la mesure d'étalement des points de toute série de données.

Échantillon : Quantité discrète de matériaux prélevés aux fins d'analyses et de bioessais.

Échantillon de contrôle (ou d'essais) dopé : Sédiments auxquels une quantité connue de produit toxique a été ajoutée afin d'obtenir une concentration particulière de ce produit dans les sédiments. Les sédiments peuvent servir de contrôle positif pour déterminer si, dans le temps, les organismes soumis à l'essai réagissent de façon uniforme à une concentration précise d'un produit toxique de référence. Ils peuvent également être utilisés pour mesurer des effets que la matrice des échantillons pourrait avoir sur les méthodes d'analyses (habituellement sur la récupération de la substance recherchée).

Échantillonnage en profondeur : Échantillonnage des sédiments sur une certaine épaisseur à l'aide d'un carottier. Généralement, l'épaisseur d'échantillonnage correspond à l'épaisseur visée par le dragage.

Échantillonnage exploratoire :Échantillonnage réalisé avant la campagne d'échantillonnage principale. Cette étape vise à obtenir un minimum d'information sur les caractéristiques des sédiments afin de planifier l'approche d'échantillonnage.

Échantillonnage superficiel : Échantillonnage de la couche superficielle des sédiments, généralement inférieur à 30 cm d'épaisseur.

Échantillon intègre : Échantillon dont les propriétés physico-chimiques sont conservées lors de la collecte et des étapes de manipulation.

Échantillon représentatif : Échantillon dont les caractéristiques permettent de rencontrer les objectifs de qualité des données, particulièrement en ce qui a trait à la représentation des caractéristiques du secteur environnant.

Exactitude : L'exactitude est le degré de correspondance entre une valeur déterminée expérimentalement et une valeur de référence reconnue. En pratique, l'exactitude peut être exprimée sous forme d'écart et de récupération.

Indicateur de qualité des données (IDQ) : Composante de la qualité des données qui peut être mesurée et décrite quantitativement.

Limite de détection méthodologique (LDM) : Concentration ou quantité minimale d'une substance qui peut être décelée par une méthode d'analyse. C'est la concentration équivalant à trois (3) fois l'écart type calculé à partir d'au moins dix mesures effectuées sur des échantillons dont la concentration est aussi proche que possible de la LDM prévue. Dans le choix des échantillons pour déterminer la LDM, il faut tenir compte du fait que cette valeur ne sera valide que si le rapport de la moyenne des *n* réplicats sur la LDM obtenue se situe entre 4 et 10.

Matrice : Ensemble des matériaux ou sédiments fins qui remplissent les pores entre les cailloux ou les blocs. Chaque matrice est caractérisée par la taille des particules qui la compose (p.ex., matrice limoneuse, limono-graveleuse ou sablonneuse à limoneuse).

Modèle hydro-sédimentologique conceptuel : Illustration des conditions hydro-sédimentologiques d'un secteur donné basée sur le patron des courants et la nature des sédiments. Ce modèle vise à identifier les secteurs d'accumulation, d'érosion et de transport des sédiments pour aider au choix de l'emplacement des stations d'échantillonnage.

Objectifs de qualité des données (OQD) : Les OQD sont des descriptions des mesures à prendre si une donnée recueillie n'est pas conforme aux résultats souhaités en termes spécifiques d'application et de décision, comme : profondeur de pénétration de l'échantillonneur, volume d'échantillon recueilli, nombre d'essais à faire avant de déclarer forfait à une station, vitesse de descente et de remontée de l'échantillonneur, etc.

Plan d'assurance de la qualité : Document spécifique à un projet ou un programme et explicitant sa structure de gestion, les problèmes à résoudre, les exigences relatives à la qualité des données ainsi que les méthodes d'AQ/CQ (assurance de la qualité et contrôle de la qualité) qui s'y rattachent.

Plan d'échantillonnage aléatoire : Plan d'échantillonnage où la localisation des stations est déterminée au hasard.

Plan d'échantillonnage déterministe : Plan d'échantillonnage où l'emplacement des stations est choisi par le responsable sur la base de certains critères ou à partir d'informations disponibles.

Plan d'échantillonnage systématique : Plan d'échantillonnage où l'emplacement des stations est déterminé par une grille de telle sorte que la distance entre les points d'échantillonnage peut généralement être identique.

Plan d'étude : Document qui présente l'approche d'échantillonnage proposée pour une étude, incluant le plan d'échantillonnage, la méthode d'échantillonnage ainsi que le plan d'analyse et d'interprétation des résultats.

Précision : Indique l'accord entre les valeurs numériques de deux mesures, ou plus, effectuées sur le même échantillon homogène, dans les mêmes conditions. Ce terme est utilisé pour décrire la reproductibilité de la mesure ou de la méthode. On peut l'exprimer avec l'écart type.

Procédures d'opération normalisées (PON) : Document écrit qui explique en détail les méthodes d'échantillonnage, de fonctionnement ou d'action, dont les techniques et procédures sont minutieusement prescrites et qui est accepté comme méthode pour réaliser certaines tâches routinières ou répétitives.

Programme AQ/CQ : Voir AQ (assurance de la qualité) et CQ (contrôle de la qualité).

Reconnaissance préalable : Visite de terrain réalisée avant le début des travaux afin de familiariser l'équipe technique avec certains aspects logistiques. Lors de cette reconnaissance, un complément d'information peut être obtenu afin de compléter l'approche d'échantillonnage.

Représentativité et intégralité : Une valeur est représentative quand on peut l'utiliser, dans les calculs, à la place d'une autre ou d'un ensemble d'autres. La représentativité d'un échantillon est l'un des problème cruciaux de la recherche puisqu'un échantillon est, par définition, conçu comme représentatif; la question est de savoir à quel degré il l'est vraiment. La représentativité des données est une mesure complémentaire à l'intégralité. L'intégralité est un facteur qui influe sur la validité des données. Pour l'évaluer, on mesure la quantité des données valables obtenues au moyen d'un système de mesure et on l'exprime en pourcentage du nombre de mesures valables qui ont été prévues.

Sédiments de contrôle : Sédiments non contaminés prélevés sur le terrain ou artificiels (p.ex., préparés en laboratoire), de composition physico-chimique connue et de qualité constante. Ils ne doivent pas renfermer de concentrations de contaminants qui influent d'une façon ou d'une autre sur l'organisme d'essai. Leurs caractéristiques physiques devraient se situer à l'intérieur des limites de tolérance des organismes d'essai. Ils devraient être exempts d'organismes nuisibles à l'organisme d'essai. Ils servent de point de comparaison pour l'interprétation des résultats des essais de toxicité et de bioaccumulation portant sur les sédiments d'essai, et on peut aussi les employer pour contrôler l'état de santé des organismes d'essai, l'évolution temporelle de la sensibilité relative de ces derniers ainsi que les « performances » analytiques des laboratoires.

Sédiments de référence : Sédiments prélevés sur le terrain et considérés comme relativement exempts de contaminants (c'est-à-dire non contaminés). Ils sont souvent prélevés aux environs du lieu d'où proviennent les sédiments d'essai (c'est-à-dire dans la même étendu d'eau), et on les emploie fréquemment pour les essais de toxicité parce que leurs caractéristiques géochimiques (p.ex., répartition granulométrique, teneur en matière organique totale) sont semblables à celles des sédiments d'essai. Dans un essai de toxicité, on peut utiliser en plus des sédiments de contrôle, des sédiments de référence comme témoins.

Sédiments entiers : Sédiments intacts qui n'ont subi que des manipulations minimes après leur prélèvement ou leur préparation. Ce n'est pas une forme ou un dérivé de sédiments comme un élutriat ou des sédiments remis en suspension.

Site de référence : Site d'échantillonnage des sédiments non contaminés dans un milieu aux caractéristiques homogènes et comparables à celles de la zone d'étude.

Station : Endroit défini à l'intérieur des zones d'étude et celles de référence où sont prélevés les échantillons sur le terrain.

Stratigraphie récente : Information relative à la distribution verticale des sédiments. Elle vise essentiellement l'accumulation la plus récente des sédiments pour déterminer le type de matériel qui sera trouvé lors de l'échantillonnage et du dragage.

Zone de dragage : Secteur aux limites définies à l'intérieur desquelles l'excavation des sédiments aura lieu.

Zone de dépôt : Secteur aux limites définies à l'intérieur desquelles les sédiments excavés seront rejetés en eau libre.

Zones homogènes : Sous-zones ou strates à l'intérieur de la zone d'étude où les caractéristiques des sédiments sont comparables.

1 Introduction

1.1 CONTEXTE

Les sédiments sont une composante fondamentale des écosystèmes du Saint-Laurent. Ils résultent du dépôt des particules terrigènes introduites dans l'écosystème aquatique et des précipités formés à la faveur des processus chimiques et biologiques dans la colonne d'eau. Les sédiments sont le siège de nombreux échanges avec la masse d'eau et des processus complexes de nature biologique et chimique s'y déroulent. La migration des particules vers le fond et la formation d'une matrice plus ou moins solide peuvent provoquer l'augmentation de la concentration des contaminants à des teneurs souvent élevées selon leur solubilité, le contenu en matière organique et la granulométrie des sédiments. Les sédiments doivent donc être considérés comme un réservoir et une source de contaminants s'ils sont remis en suspension ou transférés dans la chaîne trophique par le jeu des relations proie-prédateur.

La réalisation d'études de caractérisation vise à répondre aux préoccupations des intervenants en vue de protéger l'intégrité et la santé des écosystèmes aquatiques. Afin de répondre à ces préoccupations, différentes méthodes de prélèvement d'échantillons de sédiments et d'eau de porosité et de sédiments peuvent être utilisées en vue d'une caractérisation physico-chimique, de mesures de la bioaccumulation ou d'une évaluation écotoxicologique. Les différentes activités reliées à ces études sont cependant susceptibles d'influer sur l'intégrité des propriétés physico-chimiques des sédiments et, par conséquent, sur les résultats d'analyses. L'élaboration de procédures d'opération normalisées (PON) vise donc à permettre la production de résultats comparables lorsqu'ils sont issus de diverses campagnes de cueillette d'information sur les sédiments.

Ce guide devrait aider les planificateurs à appliquer des approches d'échantillonnage mieux adaptées aux caractéristiques du milieu visé par leurs projets tout en intégrant des principes et des règles de base pour l'assurance et le contrôle de la qualité.

1.2 DOMAINE D'APPLICATION DU DOCUMENT

Le premier volume présente les lignes directrices et les considérations générales pour l'élaboration de la méthodologie de l'étude, incluant le choix du plan d'échantillonnage. Il est donc destiné aux planificateurs de projets qui doivent établir une approche d'échantillonnage représentative. Il s'agit d'une étape importante puisque la sélection des stations d'échantillonnage ainsi que des méthodes de prélèvement, de transport, de manutention et d'entreposage des échantillons peuvent influer sur les résultats des analyses et des essais de toxicité.

Ce guide méthodologique vise donc à définir les contraintes entourant la planification et la réalisation d'études de caractérisation dans un cadre unifié et normalisé. Toutefois, il existera toujours des conditions particulières de telle sorte que chaque approche d'échantillonnage devra être spécifiquement adaptée aux conditions du milieu en considérant l'information disponible et les objectifs du projet de dragage.

Le second volume, qui présente l'ensemble des informations et des instructions pour la réalisation des travaux d'échantillonnage, doit servir de cadre pour l'élaboration de procédures d'opération adaptées aux caractéristiques spécifiques de chaque projet. Ce volume est principalement destiné au personnel technique afin d'encadrer l'application des méthodes d'échantillonnage, de manipulation et de conservation des échantillons.

Le lecteur est également invité à consulter différentes références ayant servi à l'élaboration du présent document afin d'y approfondir certains aspects : IJC, (1988), Baudo *et al.* (1990), Environnement Canada (1994), USEPA (1994, 2000), ASTM (1997), Mudroch et Azcue (1995), USEPA/USACE (1998a, 1998b).

2 Campagne d'échantillonnage

L'objectif principal de la campagne d'échantillonnage est d'obtenir des échantillons adéquats pour la caractérisation physico-chimique et écotoxicologique des sédiments au site de dragage et, selon les cas, aux sites de rejet et de référence. Certains facteurs essentiels et inhérents à l'atteinte des objectifs spécifiques de chaque étude peuvent cependant affecter la valeur informative des échantillons. Ces facteurs sont :

- la représentativité des échantillons;
- l'intégrité des échantillons;
- un nombre suffisant d'échantillons;
- des techniques d'échantillonnage appropriées;
- des techniques adéquates de conservation des échantillons jusqu'à l'analyse.

La réussite d'une campagne d'échantillonnage demande une planification détaillée mettant l'emphase sur la polyvalence des divers scénarios élaborés afin de palier aux aléas des conditions sur le terrain et à la nature des sédiments rencontrés, surtout dans le cas de projets où il y a peu d'informations disponibles. Les résultats de cette planification seront intégrés au plan d'étude de caractérisation des sédiments qui, comme l'indique la figure 2.1, comporte un certain nombre d'étapes telles l'élaboration des objectifs, la planification, les essais de terrain, les analyses de laboratoire et le rapport.

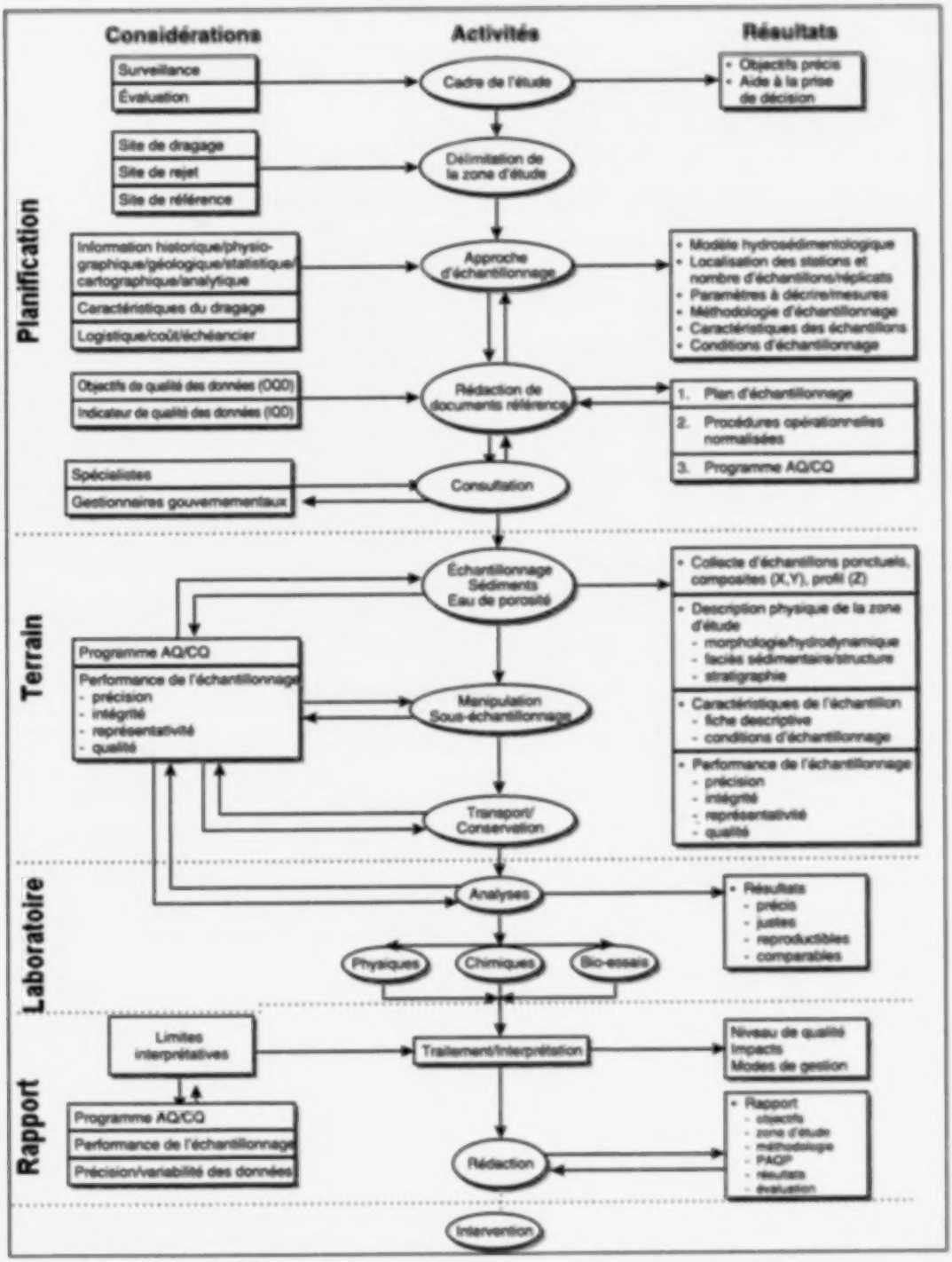


Figure 2.1 Organigramme d'une étude de caractérisation des sédiments

3 Planification de l'échantillonnage

3.1 GÉNÉRALITÉS

La planification de l'échantillonnage est une étape fondamentale pour assurer la qualité des résultats des analyses chimiques et biologiques en regard des objectifs de représentativité. Bien qu'il existe des plans structurés pour aborder la planification d'un échantillonnage, il existe toujours des circonstances particulières qui doivent être prises en compte dans l'élaboration d'un tel plan.

Les facteurs qui affectent la qualité des échantillons, et intrinsèquement leur valeur informative, doivent notamment être considérés avec attention (USEPA/USACE, 1998b). Selon Håkanson et Jansson (1983), il existe une douzaine de facteurs qui peuvent affecter la valeur informative d'un échantillon, et bien qu'il n'existe aucune technique permettant de les intégrer systématiquement, l'approche d'échantillonnage doit chercher à maximiser l'information générée par chacun des échantillons en considérant ces facteurs. Ceux-ci sont présentés au tableau 3.1.

La plupart des éléments de ce tableau sont particuliers à chaque site et le plan global de l'étude de caractérisation doit les intégrer en utilisant une approche adaptée à chacune de ces caractéristiques. Les principales techniques qui soutiennent cette adaptation sont présentées dans ce guide mais la planification doit aussi s'inscrire dans un cadre plus global. Il est donc recommandé, pour chaque étude, de rédiger un document décrivant l'approche d'échantillonnage : conception du plan d'échantillonnage, type et méthode d'utilisation des échantillonneurs, manipulation des échantillons, etc. Ce document présente les principales composantes du plan d'étude et un programme d'assurance et de contrôle de la qualité. Ce sujet est traité dans la prochaine section.

Tableau 3.1
Facteurs affectant la valeur informative des échantillons

1	Système aquatique	Identifier les processus hydrodynamiques et adapter le plan d'échantillonnage (dans le sens d'écoulement, stratification, etc.)
2	Dynamique sédimentaire	Zones d'érosion, de transport et d'accumulation des sédiments définies en fonction des processus hydrodynamiques, de la répartition des herbiers, etc.
3	Superficie de la zone d'étude	Les facteurs 3 et 4 servent à définir le nombre de stations. Différentes approches (statistiques, choix arbitraire) peuvent être utilisées. L'approche finale devrait inclure les coûts d'échantillonnage.
4	Nombre d'échantillons	
5	Relief du substrat	Le pas de la grille d'échantillonnage devrait être établi en fonction de la morphologie de la zone étudiée (hauts-fonds, chenaux, bassins, etc.)
6	Sources anthropiques	Le plan d'échantillonnage devrait prendre en compte la présence de sources proximales (i.e. à l'intérieur de la zone d'étude).
7	Géochimie (O_2, Eh, pH)	La période d'échantillonnage doit inclure, au besoin, les variations saisonnières des caractéristiques des sédiments.
8	Caractéristiques physiques et biologiques des sédiments	L'épaisseur d'échantillonnage correspond à l'épaisseur de la couche mélangée par les processus bio-physiques de remaniement ou à des couches homogènes.
9	Approche d'échantillonnage	À définir en fonction des données historiques, de la connaissance du milieu, des travaux antérieurs.
10	Qualité de l'échantillonneur	Les caractéristiques de l'échantillonneur doivent être connues et sa performance documentée.
11	Sous-échantillonnage	Systématique (0 - 15 cm sans contact avec les parois, si possible) et adapté en fonction des analyses chimiques (plastique et métal selon le cas)
12	Qualité des analyses chimiques	Un programme de contrôle de qualité doit être instauré.

(Modifié de Håkanson et Jansson, 1983)

3.2 PARAMÈTRES D'ANALYSE

L'identification des paramètres à analyser est un élément essentiel à la planification d'une campagne d'échantillonnage. En raison du coût important des analyses chimiques, il faut faire un choix judicieux des paramètres à analyser dans chacun des cas. Les tableaux F.1, F.2 et F.4 (annexe F) du volume II du *Guide d'échantillonnage des sédiments du Saint-Laurent pour les projets de dragage et de génie maritime - Manuel du praticien de terrain*, présentent les principaux paramètres analytiques pour les sédiments et l'eau de porosité. Certains documents tels les « critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent » (1992) et le « Guide méthodologique de caractérisation des sédiments » (1992) fournissent également des indications quant aux paramètres à analyser ou aux méthodes d'analyse.

3.3 COMPOSANTES D'UN PLAN D'ÉCHANTILLONNAGE

Le plan d'échantillonnage devrait inclure les différentes composantes présentées au tableau 3.2 de même qu'un programme d'assurance et de contrôle de la qualité (programme AQ/CQ). La rédaction de ce document suit un processus itératif afin de prendre en considération les aspects statistiques et scientifiques de l'étude ainsi que les aspects logistiques et budgétaires intrinsèques à tout projet de dragage. Le plan d'échantillonnage est ensuite présenté aux clients et aux représentants des services gouvernementaux concernés pour discussion et approbation.

Ce document servira de référence lors du déroulement de la campagne d'échantillonnage. Il sera par la suite bonifié avec l'ajout de résultats du volet assurance et contrôle de la qualité qui contient notamment une description des conditions d'échantillonnage et les éléments relatifs aux mesures de performance. Finalement, le document sera intégré au rapport technique de l'étude.

Les sections suivantes présentent plus en détail différents aspects de ce plan d'échantillonnage.

3.3.1 Revue des données disponibles

3.3.1.1 Révision du programme de dragage

L'élaboration du plan d'échantillonnage débute avec la recherche et l'intégration d'informations sur le projet de dragage :

- les limites de la zone de dragage et de rejet des sédiments permettront de déterminer le nombre d'échantillons à prélever ainsi que leur emplacement en regard des superficies affectées par les travaux;
- Le volume de matériel à excaver et la profondeur d'excavation ajouteront des informations essentielles à l'établissement du nombre minimum d'échantillons à prélever (section 3.3.2.3) et des strates à sous-échantillonner; la méthode de dragage elle-même en sera tributaire.

Tableau 3.2
Principales composantes d'un *plan d'échantillonnage* relatives à l'étude de caractérisation des sédiments

objectifs	Définition de l'objectif et des hypothèses de départ de l'étude
Revue des données disponibles	1. Révision du programme de dragage • superficie • profondeur visée • volume dragué (en considérant les pentes latérales) • méthode de dragage 2. Description de l'état actuel du milieu (information historique) • Contamination des sédiments • types de contaminants • teneurs • qualité des données (pertinence, état complet, limites de détection, précision) • identification des zones d'intérêt potentiel • Conditions physiques et géologiques du milieu • bathymétrie • variation de niveau (marée, débit, crue, étiage, etc.) • processus hydrodynamiques (régime des vagues et du courant) • stratigraphie et nature des sédiments anciens et récents • information générale sur le réseau de drainage (sites en rivière, fleuve) • Élaboration d'un modèle hydro-sédimentologique conceptuel
Plan d'échantillonnage	1. Subdivision de la *zone d'étude* (*zone de dragage* uniquement) • en strates (Environnement Canada, 1994) • en unités de gestion (Madrosh et MacKnight, 1994; USEPA/USACE, 1998a) 2. Stratégie d'échantillonnage 3. Effort d'échantillonnage 4. Positionnement des stations 5. Choix des équipements d'échantillonnage 6. Manipulation, conservation et entreposage des échantillons 7. Aspects logistiques

3.3.1.2 Description de l'état actuel du milieu (information historique)

La compilation de l'information historique disponible vise à faciliter la conception d'un plan d'échantillonnage le plus représentatif possible et à définir la méthodologie de collecte optimum. L'information à colliger inclut :

- l'identification des zones homogènes quant aux caractéristiques physico-chimiques afin de cibler les zones d'accumulation des sédiments fins et contaminés et ainsi localiser plus efficacement l'emplacement des stations d'échantillonnage;
- l'identification des contaminants présents afin d'optimiser le plan d'analyse;

- l'identification des sources de contamination situées à l'intérieur de la zone d'étude afin d'orienter le plan d'échantillonnage en conséquence;
- la description de la nature des sédiments et de l'épaisseur des dépôts sédimentaires afin de cibler le choix de l'échantillonneur ou des échantillonneurs.

De manière plus détaillée, la revue de l'information historique disponible inclura :

Données physiques et chimiques. Les sites visés par des activités de dragage doivent faire l'objet d'une description des conditions physiques et chimiques du milieu incluant l'examen des données géochimiques, de la stratigraphie locale ainsi que des conditions hydrodynamiques et hydrologiques. Ces informations, combinées à diverses observations sur la nature des sédiments (granulométrie, densité spécifique, contenu en eau et en matière organique), permettront de cibler judicieusement le plan d'échantillonnage en s'assurant qu'un nombre suffisant de stations seront comprises dans les zones d'intérêt. À titre d'exemple, si la profondeur d'excavation correspond à des dépôts sédimentaires quaternaires non contaminés, l'effort d'échantillonnage et d'analyse pourra être réduit.

La description des caractéristiques physico-chimiques des sédiments servira aussi à établir le choix d'un échantillonneur spécifique et/ou la nécessité d'optimiser la méthode de collecte en utilisant différents types d'échantillonneurs. Le choix de l'échantillonneur est également lié aux objectifs de l'étude. Certains secteurs pourront donc être échantillonnés à la benne alors que d'autres nécessiteront un carottage en profondeur (voir section 3.2.6).

Des variations hydro-sédimentologiques particulières peuvent occasionner des changements granulométriques importants au niveau des sédiments de surface (p. ex., des zones de vase, de sable ou de gravier). Le cas échéant, il sera profitable d'élaborer un modèle hydro-sédimentologique conceptuel (à ne pas confondre avec un modèle numérique). Il s'agit d'une représentation cartographique/géographique des conditions hydro-sédimentologiques, basée sur l'interprétation des données disponibles sur la nature des sédiments et des conditions hydrodynamiques telles que les courants, les vagues, les marées et les variations saisonnières de débit (crue, étiage). L'élaboration d'un tel modèle vise à déterminer les zones sujettes à l'érosion, au transport et à l'accumulation sédimentaire et vérifier les variations saisonnières dans la nature des sédiments de façon à pouvoir mieux cibler le plan d'échantillonnage.

À priori, l'étape de la modélisation conceptuelle vise principalement les projets de grande envergure ou couvrant une étendue géographique importante et où les conditions hydrodynamiques et la nature des sédiments peuvent varier spatialement.

Élaboration d'un modèle hydro-sédimentologique

En général, la répartition spatiale des contaminants dans l'environnement aquatique suit la répartition des caractéristiques physiques des sédiments. Nonobstant la multitude de conditions que l'on peut rencontrer dans l'environnement, il est reconnu que les plus fortes teneurs en contaminants sont associées aux zones de sédiments fins (< 63 µm) et montrant de fortes teneurs en carbone organique. Les sédiments fins s'accumulent généralement dans les zones de faible énergie comme les baies, les bassins ou les zones profondes alors que les sédiments grossiers, comme le sable et le gravier se retrouvent au fond des chenaux à écoulement rapide et en milieu peu profond soumis à certaines activités hydrodynamiques (vagues, courants, marée, etc.). Par conséquent, une interprétation du contexte hydro-sédimentologique de la zone d'étude occupe une place importante dans l'élaboration d'une approche d'échantillonnage.

Un modèle conceptuel du contexte hydro-sédimentologique de la zone d'étude et de la zone de rejet devrait être établi à partir de l'information disponible sur :

- Les conditions hydrodynamiques (marée, courants, régime des vagues et de la houle, débit);
- Les sources de sédiments et les variations saisonnières;
- Une stratigraphie récente (à l'échelle du projet de dragage);
- Les taux d'érosion et d'accumulation;
- Des données hydrologiques (p.ex., présence d'eaux douces et salées qui affectent la concentration de la matière en suspension et les processus d'absorption /désorption des métaux).

Dans certains cas, si aucune information n'est disponible, il sera nécessaire d'effectuer une visite de reconnaissance et un échantillonnage préliminaire ou tout au moins des observations visuelles du substrat.

Le niveau de raffinement et le niveau d'effort du modèle dépendra de l'information disponible et du contexte du projet de dragage.

Qualité et âge des données historiques. On doit procéder à une évaluation adéquate de la valeur et de la qualité des données avant d'intégrer l'information historique. Des données de bonne qualité sur la nature de la contamination permettront de réduire les coûts de l'étude en ciblant les analyses. Par contre, l'élimination de paramètres habituellement analysés doit être justifiée, soit à partir des résultats historiques documentant l'absence de

contamination par les dits paramètres, soit à partir d'une revue des activités anthropiques locales démontrant l'absence de sources connues.

Si les données historiques ne rencontrent pas les normes actuelles de contrôle de qualité, elles peuvent néanmoins s'avérer utiles dans un contexte plus qualitatif. De plus, la compilation des données historiques doit permettre d'identifier les lacunes des caractérisations antérieures afin de pouvoir les combler.

Facteurs anthropiques et rejets accidentels. La recherche des données historiques doit permettre d'identifier et de localiser les principales sources de contamination de même que les rejets accidentels qui ont eu lieu et qui auraient pu affecter la qualité des sédiments dans la zone d'étude. Ces informations permettront de mieux évaluer l'effort d'échantillonnage afin qu'un nombre suffisant de stations couvre les secteurs concernés.

Historique des dragages. La revue des études sur les dragages antérieurs vise à optimiser l'approche d'échantillonnage et à orienter le choix de l'échantillonneur. Ces informations peuvent avoir un effet prépondérant sur l'élaboration de l'approche d'échantillonnage.

Dans les secteurs où les sédiments sont soumis à un brassage intense par les vagues, les courants ou le passage des bateaux et qui font l'objet de dragages récurrents, le dépôt sédimentaire aura tendance à montrer des caractéristiques homogènes à cause des cycles répétitifs de remise en suspension/décantation. On pourra par conséquent orienter l'échantillonnage vers des prélèvements superficiels à la benne plutôt qu'en profondeur à l'aide d'un carottier.

L'utilisation des résultats de données chimiques provenant d'études antérieures permet d'identifier les zones qui devront être soumises à un effort d'échantillonnage plus important (USEPA, 1994) et de déterminer les contaminants d'intérêt afin d'optimiser la liste d'analyses. Si aucune information relative à la distribution verticale de la contamination n'est disponible, il est justifié de préconiser un échantillonnage en profondeur sur toute l'épaisseur visée par le dragage à l'aide d'un carottier.

Dans certains cas, il sera nécessaire d'échantillonner les sédiments au-delà de la profondeur prévue de dragage si cette dernière est plus faible que la hauteur du dépôt

superficiel potentiellement contaminé. Cette approche permet de s'assurer que les sédiments qui seront exposés après le dragage seront moins contaminés que le matériel excavé.

3.3.2 Plan d'échantillonnage

3.3.2.1 Subdivision de la zone d'étude

Les caractéristiques sédimentaires vont généralement varier à l'intérieur des limites du projet de dragage en fonction des conditions géographiques, hydrodynamiques et bathymétriques ainsi que de la localisation des sources de contaminants. Il sera donc important d'adapter la stratégie d'échantillonnage et le niveau d'effort afin de bien décrire la variabilité spatiale.

L'approche proposée vise à stratifier le secteur d'étude en zones homogènes montrant des caractéristiques physico-chimiques comparables. Subséquemment, on adaptera le pas d'échantillonnage[1] et le programme d'analyse en maximisant l'effort (nombre de stations et de paramètres à analyser) dans les secteurs plus contaminés. Les zones non contaminées ou contenant des matériaux grossiers normalement moins contaminés doivent aussi être échantillonnées mais on pourra diminuer le nombre de stations et/ou le nombre de paramètres à analyser. On peut aussi chercher à minimiser les coûts analytiques :

- en analysant la totalité des paramètres pour une partie des stations et un nombre réduit de paramètres pour les autres stations[2]
- en proposant une approche d'analyse séquentielle où les résultats d'une première série d'échantillons sont interprétés pour évaluer la nécessité d'effectuer l'analyse des autres séries d'échantillons.

Dans tous les cas, il est préférable de maximiser le nombre de stations à échantillonner, quitte à conserver les échantillons en réserve. L'impact budgétaire de cette approche est en effet moindre que celui occasionné par un retour sur le site d'échantillonnage pour combler un manque de données.

Une subdivision verticale en fonction de la nature et de l'épaisseur des sédiments doit aussi s'ajouter à la subdivision horizontale. Ainsi, dans le cas où une stratification

---

[1] Pas d'échantillonnage : Distance entre deux points d'échantillonnage à l'intérieur d'une grille systématique.

[2] À moins d'une covariance élevée entre l'ensemble des paramètres, cette approche rend l'interprétation des résultats plus difficile.

verticale de la contamination est observée, les sédiments superficiels peuvent être subdivisés en diverses couches compatible avec l'épaisseur minimale d'excavation de la drague choisie.

La subdivision verticale de la zone de dragage n'est généralement pas requise en présence de sédiments homogènes. De même, une subdivision verticale inférieure à 0,5 m est généralement exagérée et injustifiée à cause de la précision d'excavation des engins de dragage.

À noter que les superficies et les volumes de sédiments impliqués dans les gros projets de dragage situés dans des zones d'influence industrielle peuvent nécessiter plusieurs subdivisions horizontales et verticales. D'ailleurs, plus l'hétérogénéité de la zone d'étude est importante, plus le nombre de stations d'échantillonnage sera élevé. Si la répartition des sédiments est relativement uniforme et que le niveau de contamination est faible, on évitera cependant de subdiviser la zone d'étude. Enfin, si la quantité d'informations disponibles est variable, les secteurs moins bien documentés devront être divisés en zones plus petites afin de cerner l'existence de poches de contamination.

La subdivision de la zone de dragage en différentes parcelles permettra de gérer efficacement de plus petits volumes de sédiments de manière à diminuer les coûts de gestion de sédiments contaminés.

Il est également important que le programme d'échantillonnage soit suffisamment souple pour permettre des modifications en cours de réalisation selon les observations de terrain. Par ailleurs, un échantillonnage supplémentaire peut être requis afin d'éclairer des incertitudes soulevées lors de la campagne principale de caractérisation (CCME ,1993).

a) Reconnaissance préalable

En l'absence d'un document relatant l'historique du site, la réalisation d'une phase préalable de reconnaissance sur le terrain comporte plusieurs avantages, dont celui de combler certaines lacunes quant à la nature des sédiments et à la localisation des zones de contamination afin de finaliser le plan d'échantillonnage. Elle permet également au responsable de la campagne de terrain d'identifier les dangers potentiels reliés aux conditions d'échantillonnage (courants, présence de structures, débris au fond, etc.) et de prévoir les correctifs nécessaires.

Au cours de la reconnaissance du terrain, on cherchera à :

- interroger le client ou des personnes ressources (groupes d'intérêt locaux, ministère de l'Environnement du Québec, Environnement Canada, Pêches et Océans Canada, Garde côtière) au sujet des activités qui se sont déroulées sur les lieux de la zone d'étude;
- obtenir de l'information sur les lieux de dragage et de rejet des sédiments (dragages antérieurs, fréquence, volume, types de dragues, zones de rejet);
- inspecter les lieux (avec l'équipement de protection requis selon les règles de santé et sécurité de l'installation), prendre des photographies, noter les voies d'accès (mise à l'eau, accostage, ancrage), identifier les emplacements potentiels pour loger le laboratoire de terrain (selon le cas), identifier les sources d'alimentation électrique et d'approvisionnement en eau, etc.;
- obtenir de l'information sur le trafic maritime pouvant entraver les travaux d'échantillonnage (couloir de navigation, horaire);
- effectuer des observations relatives aux courants, à la profondeur et au type de sédiments.

L'information recueillie doit être intégrée rapidement afin d'adapter l'approche d'échantillonnage (plan d'échantillonnage, choix des échantillonneurs, niveau d'effort du sous-échantillonnage, aspects logistiques, etc.) avant la mobilisation de l'équipe de terrain. Les observations relatives au milieu physique peuvent se faire à partir d'une embarcation, avec le prélèvement d'échantillons par benne, l'inspection par des plongeurs ou la photographie à l'aide d'une caméra sous-marine pour visualiser les caractéristiques du substrat. Les observations sous-marines permettront d'évaluer le niveau de consolidation des sédiments et la présence de débris, facilitant ainsi le choix du meilleur type d'échantillonneur. En présence de conditions fortement turbides ou d'obstacles, des méthodes géophysiques telles que les techniques de sondage acoustique (échosondage, sismique-réflexion, sonar à balayage latéral, etc.) permettront d'obtenir des observations indirectes concernant le dépôt des sédiments.

b) Échantillonnage exploratoire

Dans les cas où aucune information historique sur le type et le niveau de contamination n'est disponible et que l'approche d'échantillonnage permettant de déterminer le nombre de stations est basée sur des considérations statistiques, il peut être nécessaire d'effectuer un échantillonnage exploratoire, surtout si l'on soupçonne un niveau élevé de contamination. On peut ainsi effectuer des sondages acoustiques et certaines analyses

physiques (granulométrie, COT) afin d'identifier des strates aux caractéristiques homogènes. Cet échantillonnage exploratoire devrait représenter environ 10 à 15 % de l'effort global de l'étude. Il faut y ajouter une étape supplémentaire d'analyse préliminaire des données avant de poursuivre avec l'échantillonnage principal. Il est important que l'échantillonnage et les analyses soient effectués selon les mêmes protocoles que ceux qui seront utilisés pour la campagne d'échantillonnage principale.

Si les résultats proviennent de différentes stations, il est possible qu'il existe une corrélation dans l'espace entre ces dernières puisque des contaminations de type hétéroclites, qui donnent des résultats relativement constants d'une station à une autre ne sont pas les plus communes. On observe la plupart du temps des corrélations dans l'espace, c'est-à-dire qu'il y a augmentation (ou diminution) progressive de la concentration des contaminants à partir d'un point (p.ex., un point d'émission). Ces tendances spatiales ont un impact direct sur le résultat du calcul de la variance en faisant croître cette dernière.

La plupart des méthodes d'analyse statistique requièrent que les données soient non corrélées. Il faut donc éliminer la corrélation dès la prise de l'échantillon ou en tenir compte avec des méthodes statistiques qui permettent de la mesurer.

La figure 3.1 illustre l'élimination de la corrélation dès la prise de l'échantillon. Cette figure illustre une grille systématique composée de neuf (9) sections. La concentration des contaminants, représentée par la pigmentation des différentes sections, augmente progressivement du bas vers le haut. Il n'y a toutefois pas de changement de concentration si on se déplace horizontalement. L'échantillonnage individuel des sections 1, 2 et 3 donnera une variance élevée à cause de la tendance. Par contre, si on prépare des échantillons composés d'un mélange des sections 1, 2 et 3, l'effet de la tendance sera alors complètement éliminé. Selon cette illustration fictive, une variance nulle serait donc obtenue si l'on préparait trois échantillons composés chacun des sections 1, 2 et 3 en se déplaçant horizontalement.

À noter qu'il n'est pas forcément souhaitable d'éliminer la corrélation, particulièrement à l'étape exploratoire, puisque l'identification des tendances procure des indices souvent indispensables sur la position des secteurs les plus contaminés et sur l'emplacement potentiel des zones de contamination négligeable ou nulle. L'approche

préconisée dans ce guide vise d'ailleurs la cueillette d'information à différentes stations, ce qui permet de tracer le patron de distribution spatiale des contaminants.

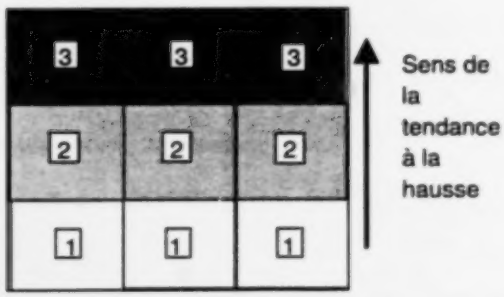


Figure 3.1 Échantillonnage selon une grille systématique pour l'élimination de la corrélation dès la prise de l'échantillon.

En présence d'une tendance, la variance des résultats possède deux composantes: la variance d'échantillonnage et la variance causée par la présence d'une tendance. Seule la variance d'échantillonnage est représentative des erreurs aléatoires du processus d'échantillonnage. Elle résulte de la somme des sources de variation des différentes étapes du processus d'échantillonnage comme la prise de l'échantillon, les étapes d'homogénéisation sur le terrain, le prélèvement d'un sous-échantillon au laboratoire et l'analyse elle-même. L'amélioration des techniques d'échantillonnage et d'analyse, de façon à mieux contrôler les causes de variation, doit donc constituer un objectif primordial. Par exemple, on peut souvent réduire la variance de façon significative en utilisant des étapes de broyage dans le cas d'échantillons solides (Théorie de Gy).

Plusieurs techniques statistiques permettent également de distinguer la variance d'échantillonnage de la corrélation. La régression linéaire constitue une méthode de base pour traiter ce problème (Gilbert, 1987). Cette méthode paramétrique implique cependant que la distribution des données soit normale. Elle requiert aussi quelques autres conditions comme une variance constante, peu importe la concentration des contaminants. En pratique toutefois, les données environnementales sont typiquement hétéroscédastique, c'est-à-dire que la variance des résultats augmente avec une augmentation de la concentration. Gilbert présente une discussion sur plusieurs autres techniques dont quelques méthodes non paramétriques et des méthodes de moyenne mobile de type ARIMA.

L'analyse multivariée (Tabachnick *et al.*, 1996) et la géostatique peuvent aussi être utilisées. Gy (1992) a conçu une approche qui tient compte à la fois des tendances et des variations cycliques mais qui nécessite un grand nombre de données. L'applicabilité d'une méthode particulière dépend donc à la fois des propriétés statistiques des données, du niveau de rigueur requis pour le traitement de l'information, de la disponibilité de logiciels facilitant les calculs et des contraintes financières.

3.3.2.2 Stratégie d'échantillonnage

a) Zone de dragage

Il existe plusieurs types de plan d'échantillonnage pouvant être appliqués à l'étude des sédiments. Le choix dépendra de l'objectif de caractérisation et de la disponibilité de l'information historique. Dans le cadre de projets de dragage et de génie maritime, on cherche généralement à identifier le plus précisément possible les limites géographiques des zones contaminées et le niveau de contamination le plus élevé, afin d'établir un mode de gestion des sédiments adéquat dans le contexte d'un impact potentiel sur le milieu, tout en minimisant les coûts de gestion ou de traitement. Un plan d'échantillonnage bien préparé optimise l'analyse des données et l'interprétation des résultats. De plus, pour produire des résultats valables et obtenir une interprétation statistique précise, l'effort d'échantillonnage doit être suffisamment grand.

Il existe trois types fondamentaux de plan d'échantillonnage : déterministe, aléatoire et systématique (figure 3.2). Ces types de plan d'échantillonnage peuvent cependant être adaptés pour donner différentes combinaisons telles que : stratifié-aléatoire (Environnement Canada, 1994; Mudroch et MacKnight 1994; Atkinson, 1985), systématique aléatoire, et systématique déterministe.

Plan d'échantillonnage déterministe. Dans le plan d'échantillonnage déterministe, l'emplacement des stations est déterminé par le planificateur à partir de l'information disponible. L'auteur du plan d'échantillonnage choisit donc un ou plusieurs critères de sélection pour l'emplacement des stations, tels la proximité d'une source de rejet, un type de sédiments particulier, etc.

Le plan déterministe vise souvent l'évaluation des secteurs plus contaminées et dans ce contexte, l'information recueillie est généralement insuffisante pour caractériser

l'ensemble de la zone qui fera l'objet d'un dragage. Ce type de plan d'échantillonnage n'est également pas adapté à l'inférence statistique qui consiste à attribuer à toute la zone les propriétés trouvées dans les échantillons prélevés. De plus, ce plan d'échantillonnage n'est applicable que lorsque l'on dispose d'informations suffisantes pour justifier l'emplacement des stations. Il est donc surtout utilisé dans le cas d'un échantillonnage exploratoire.

Plan d'échantillonnage aléatoire. Dans le plan d'échantillonnage aléatoire, l'emplacement des stations est déterminé au hasard, ce qui permet l'application des statistiques sans restriction pour le traitement des données. De façon générale, le plan d'échantillonnage aléatoire simple n'est cependant pas recommandé car les techniques aléatoires pour déterminer la position des stations conduisent presque inévitablement à une distribution non uniforme des stations sur l'ensemble du site. Certaines sections ne sont donc pas échantillonnées et d'autres le sont trop. De plus, en présence d'une tendance (augmentation ou diminution de la concentration) il est toujours préférable d'ajuster la direction de l'échantillonnage avec celle présumée de la tendance.

L'utilisation du plan d'échantillonnage aléatoire peut cependant être optimisée en stratifiant la zone d'étude et en répartissant les stations d'échantillonnage de manière aléatoire à l'intérieur des différentes strates homogènes que l'on aura préalablement définies. On s'assure ainsi d'avoir un certain nombre de stations dans chacune des strates et de caractériser l'ensemble du gradient de contamination présent dans la zone d'étude (Elliott, 1983).

Les strates sont donc subdivisées par une grille carrée ou triangulaire (la grille triangulaire offre des avantages si l'on prévoit appliquer des techniques géostatistiques d'interpolation pour l'analyse des données) à l'intérieur de laquelle une station d'échantillonnage est localisée à l'aide d'une table de chiffres aléatoires, le nombre de quadrats étant supérieur au nombre de stations.

Plan d'échantillonnage systématique. Dans le plan d'échantillonnage systématique, les stations d'échantillonnage sont réparties de manière régulière et équidistante, généralement à partir d'une grille carrée qui est orientée selon un axe donné, telles la direction de l'écoulement fluvial, la direction du courant résiduel (marée), etc. Ce type de plan d'échantillonnage est intéressant car toute la superficie soumise à une contrainte

ou une condition commune est couverte. Par contre, l'effort d'échantillonnage est le même partout de telle sorte que l'information fournie par les stations dans certains secteurs homogènes est rapidement redondante. Il risque donc d'y avoir un effort d'échantillonnage inutile.

Le plan d'échantillonnage peut toutefois être optimisé en stratifiant la zone d'étude en strates homogènes selon les caractéristiques des sédiments. On applique ensuite un pas d'échantillonnage variable selon les différentes strates en s'assurant d'un pas plus serré dans les secteurs plus contaminés ou de matériaux fins.

La stratification ne devrait s'appliquer que lorsque les facteurs régissant la distribution des sédiments sont connus. Lorsqu'on ne dispose d'aucune information préalable, on appliquera une grille. En milieu portuaire, les baies, les bassins et les zones abritées du courant principal peuvent correspondre à des strates homogènes du plan d'échantillonnage.

b) Zone de dépôt

Si l'option de rejet des matériaux de dragage en eau libre est considérée, il faut caractériser les sédiments de la zone de dépôt afin de s'assurer que le niveau de contamination des sédiments excavés ne dépasse pas celui des sédiments de la zone de dépôt. On vise ainsi à caractériser la surface actuelle du site de dépôt pour la comparer avec le matériel qui formera la surface après recouvrement. Le site de dépôt est donc échantillonné de manière superficielle, généralement à la benne. La localisation des stations d'échantillonnage se fait le plus souvent de manière aléatoire à l'intérieur des limites géographiques de la zone de dépôt. Les stations doivent être définies par le responsable des travaux.

c) Site de référence

L'approche d'évaluation de la qualité des sédiments pour les projets de dragage présentement appliquée au Québec peut inclure jusqu'à deux étapes de caractérisation selon le niveau de contamination des sédiments, soit la caractérisation physico-chimique et l'évaluation toxicologique des sédiments ou de l'eau de porosité. La deuxième étape est requise lorsque le niveau de contamination dépasse le seuil d'effets mineurs (niveau 2) des *Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent*

(Environnement Canada et MENVIQ, 1992). Dans ce cas, une série de bioessais devra être effectuée pour évaluer les impacts sur la faune benthique.

La réalisation de bioessais demande un échantillonnage des sédiments à un ou plusieurs sites de référence[3]. Si les sédiments de la zone de dragage sont constitués de matériel aux propriétés homogènes, on limitera l'échantillonnage à un seul site de référence. Les sédiments de référence seront alors soumis à la même batterie de tests et d'analyses que les sédiments de la zone d'étude. Par contre, l'hétérogénéité des propriétés des sédiments dans la zone de dragage peut requérir l'échantillonnage de sédiments comparables à divers sites de référence. Cela se produit lorsque la granulométrie et/ou le contenu en matière organique est hétérogène. Par ailleurs, un site de référence ne doit pas être exposé aux apports affectant la zone de dragage et ne doit pas correspondre à des zones (actuelles ou anciennes) de rejet pour les sédiments de dragages antérieurs. Selon le contexte de l'étude, les échantillons provenant du site de référence pourront être analysés indépendamment ou réunis en un composite.

En principe, les sédiments du site de référence doivent être exempts de contamination et avoir les mêmes propriétés de base (granulométrie, contenu en matière organique et autres propriétés physiques) que les sédiments de la zone de dragage. En pratique, il peut toutefois être difficile de trouver des propriétés de base semblables. Les sédiments de référence peuvent donc provenir d'un site faiblement contaminé dans la mesure où le niveau de contamination représente la teneur de fond régionale. Les caractéristiques physiques du site de référence devront cependant être comparables à celles de la zone de dragage en ce qui concerne la profondeur, les courants, la granulométrie, la présence de débris organiques, etc.

---

[3] Dans la nomenclature des bioessais, les sédiments de référence se distinguent des sédiments de contrôle. Ces derniers constituent la matrice de support utilisés pour les bioessais et servent à confirmer que les organismes sont en santé au moment de réaliser les essais. Les sédiments de contrôle peuvent être des sédiments prélevés sur le terrain mais sont généralement préparés en laboratoire afin d'en contrôler les propriétés.

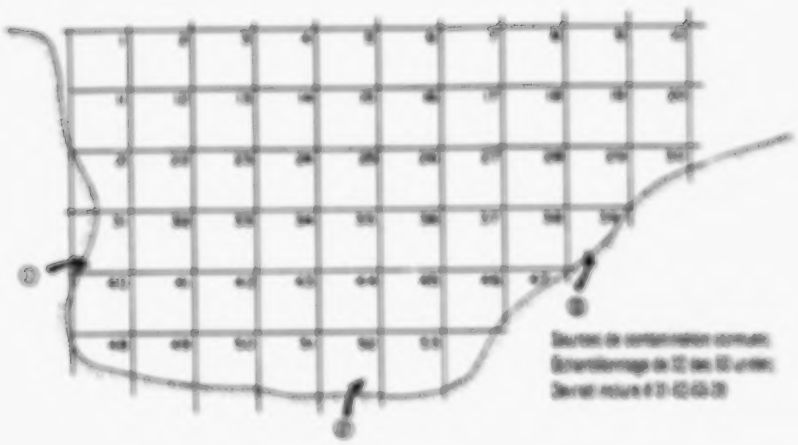
Systématique

(Cahill, 1981, *Geochemistry of recent Lake Michigan sediments*, avec permission)

Déterministe

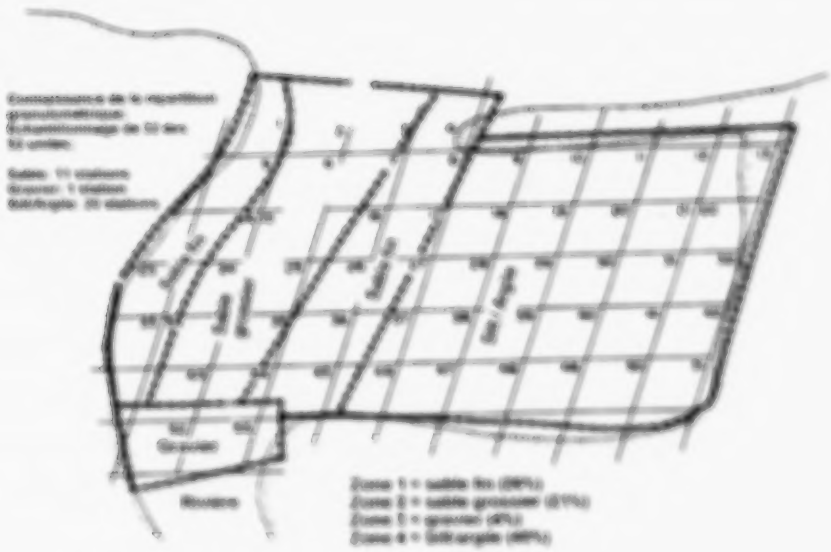
(Thomas et Mudroch, 1979, *Small Craft Harbours: sediment study: Lakes Ontario, Erie and St.Clair: Dredging summary protocol*)

Figure 3.2 Exemple de différents plans d'échantillonnage



Aléatoire

(Mudroch et MacKnight, 1994, *Handbook of techniques for aquatic sediments sampling*, p.26, avec permission)



Aléatoire stratifié

(Mudroch et MacKnight, 1994, *Handbook of techniques for aquatic sediments sampling*, p.26, avec permission)

Figure 3.2 Exemples de différents plans d'échantillonnage (suite)

3.3.2.3 Effort d'échantillonnage

a) Réplicats d'échantillons

Lors de l'échantillonnage à une station, il peut être avantageux de prélever un échantillon de réserve ou un échantillon supplémentaire pour les besoins du contrôle de qualité analytique. Les réplicats analytiques peuvent être de deux types :

- le réplicat de terrain qui provient de l'échantillon de réserve ou supplémentaire et qui est indépendant à l'intérieur d'une station;
- le pseudo-réplicat qui provient du fractionnement en au moins deux parties distinctes (sous-échantillons) du même échantillon.

Dans le premier cas, les résultats présenteront les variations dues aux techniques d'échantillonnage et au fractionnement des échantillons, mais aussi à l'hétérogénéité des sédiments au sein de la station d'échantillonnage.

Les pseudo-réplicats servent à vérifier la variance associée aux manipulations d'homogénéisation et d'analyses. Ce type de réplicat ne peut pas être utilisé pour vérifier la variabilité intra-site des propriétés des sédiments.

Afin de déterminer le niveau d'homogénéité (ou d'hétérogénéité) des propriétés des sédiments à l'intérieur d'une station ou d'une strate donnée (variabilité intra-site et inter-site), il faudra comparer les résultats provenant de réplicats, c'est-à-dire d'échantillons qui auront subi toutes les étapes d'échantillonnage et de sous-échantillonnage pour une station donnée. En déterminant la variabilité intra-site et inter-site, l'utilisateur peut définir un intervalle de variation des concentrations pour chaque strate et pour l'ensemble de la zone d'étude. Au moins une station par strate devra faire l'objet d'un échantillonnage de réplicats. Trois réplicats au minimum et préférablement cinq devront être recueillis et chacun d'eux devra faire l'objet d'une homogénéisation séparée. L'embarcation devra être légèrement déplacée entre le prélèvement de chaque réplicat pour éviter d'échantillonner les sédiments perturbés à l'intérieur de la station.

b) Nombre d'échantillons et de stations d'échantillonnage

Le nombre d'échantillons à récolter et le nombre de stations sont habituellement déterminés par 1) l'étendue de la zone d'étude (site de dragage, zone d'influence et lieu de dépôt en eau libre); 2) les objectifs de l'étude de caractérisation des sédiments (physico-chimie et évaluation de la toxicité); 3) la nature, la répartition et la concentration des

contaminants à évaluer; 4) les caractéristiques et l'homogénéité des sédiments; 5) les contraintes analytiques (volume de matériaux nécessaire); et 6) le degré de confiance désiré pour établir la moyenne des résultats.

Il existe différentes approches pour estimer le nombre d'échantillons nécessaires. Nonobstant l'approche choisie, certains principes s'appliquent :

- plus le nombre d'échantillons est grand, meilleure est la caractérisation du patron de distribution spatiale;
- des mesures uniques sont inadéquates pour décrire la variabilité;
- la moyenne de plusieurs mesures à chaque station (réplicats) est moins variable qu'une mesure.

Le nombre d'échantillons à analyser peut être déterminé de manière empirique ou statistique. Dans ce dernier cas, des données historiques ou provenant d'un échantillonnage exploratoire doivent être disponibles.

Approche empirique. Dans le cadre de ce guide méthodologique, une seule approche empirique est proposée pour déterminer le nombre requis de stations d'échantillonnage.

Cette approche implique la subdivision de la zone de dragage en blocs carrés ou triangulaires d'égale grandeur. Le nombre de bloc à échantillonner est défini en fonction du volume à draguer.

- Chaque strate identifiée à partir de l'information historique doit être découpée par un quadrillage numéroté.
- Le nombre de blocs à échantillonner est déterminé en fonction du volume à draguer (en m^3) (tableau B.1 , Annexe B). Les stations d'échantillonnage doivent être localisées au centre des blocs. Ceux qui se situent à la limite de la zone de dragage seront donc considérés dans le plan d'échantillonnage si leur centre est inclus dans la zone de dragage.
- Pour les projets où le volume des matériaux à draguer n'atteint pas 50 000 m^3, la superficie des blocs d'échantillonnage ne doit pas dépasser 625 m^2 (25 m x 25 m). Pour les projets de plus grande envergure, le nombre de blocs doit être égal à au moins 5 fois le nombre d'échantillons recommandés au tableau B.1 (annexe B) et leur superficie est alors calculée en conséquence.

- Lorsque la profondeur d'excavation varie, la superficie à échantillonner doit être divisée en deux (2) zones ou plus. Les échantillons à prélever sont répartis entre les différentes zones en tenant compte des volumes de chacune d'elles par rapport au volume total des sédiments à draguer.

- Des nombres aléatoires, tirés d'une table ou générés électroniquement (calculatrice, tableur) servent à identifier les blocs qui seront échantillonnés.

- Bien que des échantillons représentatifs puissent être obtenus par un échantillonnage au hasard, un plan d'échantillonnage systématique est souvent préférable.

    - Le nombre de stations devrait être supérieur dans les secteurs fortement industrialisés et ceux où des effluents sont présents. Une station devrait notamment être localisée dans le bloc où se trouve l'effluent.

    - Dans chaque zone, les stations d'échantillonnage devraient être réparties, de manière proportionnelle, entre les différentes strates selon la profondeur d'excavation et le type de sédiment. L'importance accordée à la fraction fine est notamment supérieure à celle accordée à la fraction gravier puisqu'on y retrouve généralement les plus fortes teneurs en polluants.

    - Dans les zones de graviers, seulement deux (2) échantillons devraient être prélevés s'il est démontré qu'il n'y a pas de matrice fine contaminée.

Approche statistique. Une des application importantes de la statistique réside dans la détermination d'une taille minimale d'un échantillon tout en maintenant l'incertitude à un niveau acceptable. Des données préliminaires ou exploratoires qui indiquent que la concentration des contaminants est voisine des critères de décision posent un problème puisque l'information acquise par échantillonnage a un caractère aléatoire. Ces méthodes sont données à titre indicatif car, en pratique, ce genre d'approche pour les petits projets requiert un grand nombre de stations.

On doit d'abord déterminer quels types de comparaisons seront faites et à quel niveau de confiance les différences seront testées. L'application de l'approche demande de connaître la variabilité des données dans la zone d'étude, soit par le biais des données historiques ou d'un échantillonnage exploratoire. On doit déterminer un seuil de confiance

(habituellement entre 80 % et 99 %) et un écart maximal par rapport à une norme (5 % à 40 %). La concentration moyenne, l'écart type des différents paramètres analysés et le seuil de comparaison (critère) servent donc d'intrants.

L'annexe A présente les équations les plus élémentaires pour réaliser ces calculs. Toutefois, l'approche classique repose uniquement sur la notion de probabilité pour établir la taille minimale et le résultat de ce calcul peut, à l'occasion, conduire à des tailles d'échantillon relativement grandes. Dans certains cas, il peut sembler évident que la taille de l'échantillon évaluée avec la statistique classique est disproportionnée en tenant compte, par exemple, des coûts d'échantillonnage, des coûts dus aux impacts environnementaux et de ce qu'il en coûterait pour la décontamination.

Pour palier à ces inconvénients, la statistique bayésienne permet d'évaluer la taille optimale de l'échantillon en tenant compte non seulement des probabilités liées à l'incertitude mais aussi de l'ensemble des coûts. Toutefois, cette approche nécessite une évaluation des coûts sociaux liés à la présence de la contamination. Même si la notion de coût économique est plus ou moins exploitée en échantillonnage environnemental, il existe maintenant une littérature abondante sur le sujet. L'EPA et Environnement Canada ont réalisé plusieurs études économiques sur différentes problématiques environnementales et la plupart de ces études sont disponibles sur Internet.

L'annexe C présente une description du potentiel de l'analyse bayésienne comme outil d'aide à la prise de décision. Cette présentation fait aussi ressortir, au moyen d'exemples, la différence entre les approches classique et bayésienne.

c) Type d'échantillon

Selon les objectifs du plan de l'étude, deux types d'échantillons peuvent être recueillis à chaque station :

- échantillon ponctuel;
- échantillon composite.

L'*échantillon ponctuel* provient d'une seule station d'échantillonnage, mais peut être obtenu grâce à un ou plusieurs coups de benne. Dans ce cas, l'embarcation peut être légèrement déplacée pour s'assurer que les envois successifs n'échantillonnent pas le matériel

remanié par les envois précédents. L'*échantillon composite* diffère puisqu'il se compose de sédiments provenant de différents emplacements, en respectant l'égalité des proportions. Les sédiments sont par la suite homogénéisés afin d'intégrer la variabilité intra-site. Les prélèvements peuvent provenir de collectes à l'intérieur d'une station qui occupe une superficie donnée ou de différentes stations qu'on veut intégrer à l'intérieur d'une strate donnée du plan d'échantillonnage. Dans ce cas, l'embarcation doit être déplacée d'une station à l'autre et la position des différents points de collecte des sédiments qui seront intégrés doit être notée.

3.3.2.4 Positionnement des stations

Le positionnement précis des stations d'échantillonnage est important dans le contexte des études de caractérisation des sédiments puisque la distribution des sédiments contaminés peut se faire en bandes étroites le long des chenaux et des quais ou sous forme de pochettes. De plus, l'utilisation de techniques d'interpolation spatiale et de représentation spatiale des caractéristiques sédimentaires lors du traitement des résultats nécessite un positionnement précis afin de minimiser l'imprécision de la cartographie.

Avant de prélever l'échantillon, il faut s'assurer que l'embarcation utilisée est positionnée à l'emplacement préalablement identifié. On recommande deux points d'ancrage pour éviter le déplacement de l'embarcation durant la collecte d'échantillons multiples à une station et pour maximiser la performance de l'échantillonneur.

Dans le contexte des projets de dragage, l'utilisation du système de positionnement par satellite en mode différentiel (DGPS), basée sur la correction fournie par le réseau de balise de la Garde côtière canadienne, semble la plus adaptée. Depuis mai 2000, le signal provenant des satellites est débrouillé, si bien que la précision du positionnement par GPS (sans correction différentielle) a été grandement améliorée. Peu importe l'approche utilisée (DGPS ou GPS), la précision du positionnement devra être validée[4]. Lors du traitement des données, on doit s'assurer que le datum utilisé durant la campagne d'échantillonnage est cohérent avec celui utilisé par la représentation cartographique des données.

[4] Par exemple, en comparant la lecture de l'instrument avec la position d'une borne géodésique.

3.3.2.5 Choix des équipements d'échantillonnage

Le choix d'une méthode d'échantillonnage de sédiments doit se faire en considérant plusieurs facteurs qui incluent : l'équipement de levage requis, les contraintes physiques du milieu (courants, bathymétrie, vagues), la profondeur de pénétration requise, l'intégrité de l'échantillon, les matériaux de fabrication de l'échantillonneur (pour éviter la contamination des échantillons) et le volume d'échantillon pour satisfaire les besoins analytiques. La récupération d'une faible quantité d'échantillon indique un mauvais fonctionnement de l'instrument ou un choix non approprié. Les caractéristiques d'un échantillonneur idéal sont présentées au tableau 5.1 du volume II du *Guide d'échantillonnage des sédiments du Saint-Laurent pour les projets de dragage et de génie maritime - Manuel du praticien de terrain.*

Pour l'eau de porosité, le volume des échantillons et les contraintes de temps, qui sont déterminés par les objectifs de l'étude, vont notamment guider le choix de la méthode d'extraction. Les principales méthodes sont présentées à la section 5.2.2 du volume II du *Guide d'échantillonnage des sédiments du Saint-Laurent pour les projets de dragage et de génie maritime - Manuel du praticien de terrain.*

a) Sédiments

Bennes. Les bennes sont des échantillonneurs équipés de mâchoires qui se referment au contact des sédiments par différents mécanismes. Les bennes offrent un avantage par rapport aux autres types d'échantillonneurs dans la mesure où un plus grand volume de sédiments peut être recueilli et parce qu'elles sont plus faciles à utiliser. Par contre, elles ont le désavantage de ne pas être constantes dans le niveau de pénétration des sédiments et de les remanier, surtout lorsqu'il y a surpénétration de l'engin. On recommande donc leur utilisation dans le contexte des projets de dragage récurrents et lorsque les sédiments sont homogènes ou continuellement remaniés par le passage des bateaux. La sélection d'une benne doit se faire en fonction :

- de la nature des sédiments à échantillonner;
- du volume d'échantillons à recueillir;
- de l'importance des courants;
- du support logistique nécessaire (embarcation, espace de travail, treuils et potence adéquats).

remanié par les envois précédents. L'*échantillon composite* diffère puisqu'il se compose de sédiments provenant de différents emplacements, en respectant l'égalité des proportions. Les sédiments sont par la suite homogénéisés afin d'intégrer la variabilité intra-site. Les prélèvements peuvent provenir de collectes à l'intérieur d'une station qui occupe une superficie donnée ou de différentes stations qu'on veut intégrer à l'intérieur d'une strate donnée du plan d'échantillonnage. Dans ce cas, l'embarcation doit être déplacée d'une station à l'autre et la position des différents points de collecte des sédiments qui seront intégrés doit être notée.

3.3.2.4 Positionnement des stations

Le positionnement précis des stations d'échantillonnage est important dans le contexte des études de caractérisation des sédiments puisque la distribution des sédiments contaminés peut se faire en bandes étroites le long des chenaux et des quais ou sous forme de pochettes. De plus, l'utilisation de techniques d'interpolation spatiale et de représentation spatiale des caractéristiques sédimentaires lors du traitement des résultats nécessite un positionnement précis afin de minimiser l'imprécision de la cartographie.

Avant de prélever l'échantillon, il faut s'assurer que l'embarcation utilisée est positionnée à l'emplacement préalablement identifié. On recommande deux points d'ancrage pour éviter le déplacement de l'embarcation durant la collecte d'échantillons multiples à une station et pour maximiser la performance de l'échantillonneur.

Dans le contexte des projets de dragage, l'utilisation du système de positionnement par satellite en mode différentiel (DGPS), basée sur la correction fournie par le réseau de balise de la Garde côtière canadienne, semble la plus adaptée. Depuis mai 2000, le signal provenant des satellites est débrouillé, si bien que la précision du positionnement par GPS (sans correction différentielle) a été grandement améliorée. Peu importe l'approche utilisée (DGPS ou GPS), la précision du positionnement devra être validée[4]. Lors du traitement des données, on doit s'assurer que le datum utilisé durant la campagne d'échantillonnage est cohérent avec celui utilisé par la représentation cartographique des données.

[4] Par exemple, en comparant la lecture de l'instrument avec la position d'une borne géodésique.

3.3.2.5 Choix des équipements d'échantillonnage

Le choix d'une méthode d'échantillonnage de sédiments doit se faire en considérant plusieurs facteurs qui incluent : l'équipement de levage requis, les contraintes physiques du milieu (courants, bathymétrie, vagues), la profondeur de pénétration requise, l'intégrité de l'échantillon, les matériaux de fabrication de l'échantillonneur (pour éviter la contamination des échantillons) et le volume d'échantillon pour satisfaire les besoins analytiques. La récupération d'une faible quantité d'échantillon indique un mauvais fonctionnement de l'instrument ou un choix non approprié. Les caractéristiques d'un échantillonneur idéal sont présentées au tableau 5.1 du volume II du *Guide d'échantillonnage des sédiments du Saint-Laurent pour les projets de dragage et de génie maritime - Manuel du praticien de terrain.*

Pour l'eau de porosité, le volume des échantillons et les contraintes de temps, qui sont déterminés par les objectifs de l'étude, vont notamment guider le choix de la méthode d'extraction. Les principales méthodes sont présentées à la section 5.2.2 du volume II du *Guide d'échantillonnage des sédiments du Saint-Laurent pour les projets de dragage et de génie maritime - Manuel du praticien de terrain.*

a) Sédiments

Bennes. Les bennes sont des échantillonneurs équipés de mâchoires qui se referment au contact des sédiments par différents mécanismes. Les bennes offrent un avantage par rapport aux autres types d'échantillonneurs dans la mesure où un plus grand volume de sédiments peut être recueilli et parce qu'elles sont plus faciles à utiliser. Par contre, elles ont le désavantage de ne pas être constantes dans le niveau de pénétration des sédiments et de les remanier, surtout lorsqu'il y a surpénétration de l'engin. On recommande donc leur utilisation dans le contexte des projets de dragage récurrents et lorsque les sédiments sont homogènes ou continuellement remaniés par le passage des bateaux. La sélection d'une benne doit se faire en fonction :

- de la nature des sédiments à échantillonner;
- du volume d'échantillons à recueillir;
- de l'importance des courants;
- du support logistique nécessaire (embarcation, espace de travail, treuils et potence adéquats).

Carottiers. Les carottiers sont des tubes qui sont enfoncés dans les sédiments par différents moyens pour obtenir une colonne sédimentaire de longueur connue afin de caractériser les propriétés des sédiments selon l'épaisseur. Dans le cadre des projets de dragage, il est généralement recommandé de caractériser toute l'épaisseur des sédiments à excaver et, dans certains cas, de caractériser les sédiments sous-jacents qui seront exposés. Les carottiers permettent de caractériser la totalité de l'épaisseur des sédiments à excaver et d'obtenir des échantillons généralement non remaniés[5]. Ces échantillonneurs sont particulièrement recommandés pour la collecte des échantillons destinés à l'extraction de l'eau de porosité.

Les carottiers se regroupent en trois (3) grandes catégories :

- les carottiers manuels / mécaniques
- les carottiers à gravité (incluant les carottiers à piston) enfoncés à l'aide de poids attachés à l'échantillonneur;
- les carottiers à vibrations enfoncés par gravité mais dont la pénétration est facilitée par l'utilisation d'une tête vibrante qui liquéfie le matériel sédimentaire en périphérie du carottier.

Les problèmes associés au carottage incluent une pénétration insuffisante, la distorsion des carottes et la perte de matériel à la récupération. Les carottiers de large diamètre (> 10 cm) sont particulièrement bien adaptés pour générer des échantillons de qualité et de volume suffisant pour satisfaire les besoins analytiques; en revanche, ils ont tendance à laisser échapper du matériel en l'absence d'un système de fermeture (« core catcher »). Par contre, l'utilisation d'un système de fermeture peut entraîner un remaniement des sédiments lors de la pénétration. L'utilisation de plongeurs pour fermer le carottier peut remédier à ce problème. Le choix des carottiers devra tenir compte de la nature des sédiments, de la stratigraphie et de la présence de débris qui peuvent affecter la pénétration et la qualité de l'échantillon recueilli.

Généralement, l'intervalle de sous-échantillonnage devrait correspondre à des épaisseurs raisonnables dictées par les techniques de dragage qui seront utilisées. En effet, il

---

[5] Les principales caractéristiques affectant la performance et la qualité de l'échantillonnage sont le diamètre du carottier et la vitesse de pénétration. Typiquement, les carottiers de large diamètre pénétrant à faible vitesse procurent un échantillon de meilleure qualité.

n'est pas utile de sous-échantillonner une carotte à des intervalles de l'ordre du centimètre alors que la précision de la méthode de dragage est inférieure à 0,5 m ou même 1 m.

b) Eau de porosité

Il existe principalement quatre méthodes pour extraire l'eau de porosité des sédiments.

- Les méthodes *in situ* :
  - dialyseur;
  - aspiration directe.
- Les méthodes indirectes (au laboratoire) :
  - centrifugation;
  - pressage.

Les méthodes *in situ* sont généralement recommandées parce qu'elles permettent d'éviter les altérations de l'échantillon dues à la température, à la pression et à l'oxygène. Leur principale contrainte demeure cependant le faible volume d'eau qu'elles peuvent produire à cause, notamment, du temps d'équilibrage dans le cas des dialyseurs et de l'importance du temps requis dans le cas de l'aspiration. En plus du temps requis, l'équilibre peut aussi ne pas être atteint en raison des limites de la diffusion dans les sédiments et de la forte capacité des membranes d'absorber les éléments dissous (Grigg *et al.*, 1999; Environnement Canada, 1994).

Les méthodes indirectes, qui impliquent l'extraction d'eau de porosité à partir de sédiments prélevés antérieurement, ont un effet perturbateur plus important sur l'échantillon. Les principaux artéfacts incluent l'exposition de l'eau de porosité à l'oxydation, aux hausses de température et à la sélection chimique des filtres. Ces méthodes sont cependant préférables pour l'obtention de grands volumes en prévision des essais de toxicité (de 1 à 3 L).

3.3.2.6 Manipulation, conservation et entreposage des échantillons

La manipulation des échantillons peut se faire à bord de l'embarcation ou dans un laboratoire (laboratoire de terrain ou laboratoire analytique). Les avantages d'effectuer les manipulations sur le terrain incluent :

- la possibilité de remplacer facilement un échantillon perdu pour diverses raisons;
- la possibilité de juger immédiatement si les quantités de sédiments récoltées sont suffisantes;
- la possibilité de procéder à une évaluation visuelle et olfactive des échantillons sur le terrain de façon à pouvoir améliorer le plan d'échantillonnage original sans affecter le déroulement de la campagne;
- la possibilité de retourner le matériel excédentaire dans le milieu aquatique.

Les pré-requis pour la manipulation des échantillons sont spécifiques aux différents projets et devraient être décrits dans le programme d'assurance et de contrôle de la qualité. Les aspects à considérer comprennent :

- le volume d'échantillon à récolter;
- le nombre et le type d'échantillons (réplicats, pseudo-réplicats);
- les types d'analyses à effectuer et les contraintes quant aux récipients et à la conservation des échantillons (température, durée);
- la documentation de l'échantillonnage incluant :
  - la date de l'échantillonnage,
  - l'heure de l'échantillonnage,
  - le nom du projet et le numéro d'identification de l'échantillon,
  - le nom de l'échantillonneur,
  - le lieu d'échantillonnage,
  - l'intervalle d'échantillonnage
  - les condition de l'échantillonnage ou le type d'échantillon,
  - l'équipement d'échantillonnage,
  - la méthode de conservation utilisée,
  - la durée de conservation,
  - les observations pertinentes relatives au lieu d'échantillonnage (données descriptives complémentaires).

Le personnel de l'équipe de terrain doit être familier avec les techniques de manipulation des échantillons pour éviter la contamination et assurer la représentativité et l'intégrité des échantillons. Il est impératif de réduire au minimum les risques d'exposition des échantillons à des sources de contamination. Des règles strictes de contrôle de qualité devront être appliquées sur le terrain pour diminuer ou éliminer les risques de contamination (moteurs arrêtés, interdiction de fumer, etc.).

Par ailleurs, le niveau de contamination dans certains sites augmente lorsque l'on s'approche des sources d'émissions atmosphériques ou de rejets aqueux. Par conséquent, il sera judicieux d'ordonner les stations d'échantillonnage dans une séquence qui limitera le problème de contamination croisée en procédant d'abord à la collecte des échantillons aux stations les moins contaminées. Cette approche n'élimine pas la nécessité d'effectuer le nettoyage et le conditionnement de l'échantillonneur avant chaque prélèvement.

En général, le laboratoire responsable des analyses fournit aussi des bouteilles pour les échantillons, des agents de conservation et des instructions claires sur le prélèvement des échantillons. Il faut cependant s'assurer que les récipients fournis par le laboratoire sont appropriés pour les objectifs de qualité établis pour l'étude.

Le chapitre 8 du volume II du *Guide d'échantillonnage des sédiments du Saint-Laurent pour les projets de dragage et de génie maritime - Manuel du praticien de terrain* fournit plus de précisions quant aux modes de conservation des échantillons de sédiments et d'eau de porosité.

3.3.2.7 Aspects logistiques

La réussite d'une campagne d'échantillonnage repose sur une planification adéquate qui devra inclure des aspects logistiques tels que l'accessibilité au site, le déroulement des opérations de terrain, l'élaboration de plans de contingence et l'échéancier. Une visite de reconnaissance est habituellement recommandée afin de se familiariser avec la configuration des lieux et les conditions d'échantillonnage, de faire des observations utiles facilitant la conception du plan d'échantillonnage, de prendre contact avec les autorités locales, etc.

Il faut s'attendre à ce que le déroulement de la plupart des activités d'échantillonnage soit accompagné d'imprévus. Il faut donc préparer des plans de contingence et des alternatives. Plus le projet est complexe et de longue durée, plus les chances de rencontrer des embûches augmentent. Il y a donc lieu de prévoir des échantillonneurs de remplacement (en cas de bris ou de perte), des récipients de conservation supplémentaires, etc. Les délais d'échantillonnage peuvent entraîner des retards de livraison aux laboratoires. Par conséquent, des arrangements préalables devront avoir été pris avec le laboratoire pour s'assurer que les échantillons livrés seront conservés adéquatement et que les délais analytiques seront respectés.

La sécurité du personnel de terrain touche plusieurs aspects en raison de la nature des activités : risques associés au travail sur un plan d'eau, au fonctionnement des échantillonneurs et appareils de levage, à l'utilisation de réactifs (solvants, acides) ainsi qu'à l'exposition aux contaminants. L'équipe de terrain doit être constituée de personnes qui sont familières avec la conduite d'embarcations sur différents plans d'eau et l'utilisation des divers types d'échantillonneurs et d'appareils de levage selon leurs limites d'utilisation.

La planification de la campagne de terrain doit aussi inclure la préparation d'une liste de numéros de téléphone d'urgence (police, Garde côtière, assistance marine, urgence hôpital). Cette liste doit être disponible à bord de l'embarcation avec l'équipement de sécurité minimum requis selon les normes applicables au projet. Par ailleurs, certains clients (industries, agences gouvernementales) peuvent avoir leurs propres normes de sécurité pour le travail de terrain applicables aux consultants qui œuvrent pour eux.

La durée de la campagne d'échantillonnage doit être planifiée en tenant compte des contraintes météorologiques et d'un niveau d'effort réaliste de manière à ce que l'équipe de terrain ait suffisamment de temps pour réaliser adéquatement le travail.

3.4 VÉRIFICATION DU PLAN D'ÉTUDE

La conception d'un plan d'étude implique plusieurs aspects et étapes visant à établir une approche précise pour générer des données de qualité et une interprétation sans équivoque. Le succès de l'étude de caractérisation repose sur la volonté et les moyens qui seront mis en œuvre pour appliquer et faire respecter les différents aspects du programme d'assurance et de contrôle de la qualité. Les ressources, le calendrier, les temps de roulement, les centres de responsabilités, les indicateurs de performance, les étapes, les facteurs de risque, les répercussions et les difficultés inattendues font notamment partie des sujets qui devront être considérés avec attention. Une série de questions est proposée au tableau 3.3 pour la révision du plan d'étude. Certaines des questions impliquent des termes relatifs au contrôle de la qualité qui sont présentés à la section 4.

Tableau 3.3
Liste de vérification du plan d'échantillonnage

Quels sont vos objectifs de qualité des données (OQD)?

- Que ferez-vous si vos OQD ne sont pas respectés (échantillonner de nouveau ou réviser les OQD?

Est-ce que les indicateurs de qualité (IQD) ont été définis et sont-ils réalistes?

- Est-ce que les critères d'acceptation des échantillons sont définis?

Selon les objectifs du programme, faut-il un échantillonnage de type exploratoire ou de type exhaustif, ou les deux?

A-t-on organisé l'échantillonnage des lieux?

- Des plans de remplacement ont-ils été prévus au cas où tous les lieux ne pourraient être échantillonnés?

A-t-on besoin ou dispose-t-on d'un équipement d'échantillonnage spécialisé?

- A-t-on besoin ou dispose-t-on d'une embarcation et d'un système de levage particulier?

Les personnes chargées de l'échantillonnage ont-elles de l'expérience dans le type d'échantillonnage requis?

- Les personnes chargées de l'échantillonnage sont-elles familières avec les conditions du terrain?

Dispose-t-on d'une liste de toutes les substances recherchées?

- La limite de détection est-elle fixée pour chacune?
- Des méthodes ont-elles été spécifiées pour chaque substance recherchée?
- De quelle taille d'échantillon a-t-on besoin compte tenu de la méthode et du seuil de détection souhaité ?

Donner la liste des protocoles spécifiques d'AQ/CQ (bonnes pratiques de laboratoire, fédéraux, provinciaux ou spécifiques de la méthode) requis.

- Comportent-ils des pourcentages ou des nombres et types requis d'échantillons de CQ?
- Faut-il un ajustement spécial de l'équipement ou y a-t-il d'autres exigences spéciales?

Quelle approche utilisera-t-on pour l'échantillonnage?

- Aléatoire, déterministe ou une combinaison des deux?
- L'échantillonnage permettra-t-il de répondre aux OQD?

Quelles méthodes d'analyse des données seront utilisées?

- Géostatistique, graphiques de contrôle, vérification des hypothèses, etc.
- Les méthodes d'analyse des données satisfont-elles aux OQD?
- L'approche utilisée pour l'échantillonnage est-elle compatible avec les méthodes d'analyse des données?

Combien d'échantillons sont nécessaires?

- Combien y a-t-il de lieux à échantillonner?
- Combien de méthodes ont été spécifiées?
- Combien d'échantillons faut-il pour chaque méthode?
- Combien d'échantillons du site de référence faut-il?
- Quels types d'échantillons de CQ faut-il?
- Les échantillons de CQ satisferont-ils à vos OQD?
- Combien de chaque type d'échantillons de CQ faut-il?
- Combien d'échantillons exploratoires faut-il?
- Combien d'échantillons supplémentaires seront prélevés?

Nombre d'échantillons = Essai + Témoin + CQ + Exploratoire + Supplémentaire

- Échantillons d'essai = Méthodes x Lieux à échantillonner x Échantillons par lieu
- Échantillons témoins = Méthodes x Lieux à échantillonner x Échantillons par lieu
- Échantillons CQ = Méthodes x Type d'échantillon de CQ x % nécessaire pour satisfaire aux OQD
- Échantillons exploratoires = (échantillons d'essai + échantillons témoins) x 5 à 15 %
- Échantillons supplémentaires = (échantillons d'essai + échantillons témoins) x 5 à 15 %

4 Programme d'assurance et de contrôle de la qualité

4.1 GÉNÉRALITÉS

La qualité de l'échantillonnage constitue la base d'une bonne caractérisation, d'où la nécessité de s'assurer que les échantillons ont été recueillis de manière adéquate. Le plan d'étude doit donc inclure un programme d'assurance et de contrôle de la qualité (AQ/CQ) des activités d'échantillonnage et de préservation du matériel pour fins d'analyse. L'élaboration de ce programme implique quatre (4) principaux volets :

- l'élaboration d'objectifs de qualité;
- le choix d'indicateurs de qualité;
- l'élaboration de procédures d'opération normalisées;
- la rédaction d'un programme d'assurance et de contrôle de la qualité.

Le programme d'assurance et de contrôle de la qualité doit aussi présenter les plans de contingence qui relatent les actions potentielles facultatives. Le contenu type d'un programme AQ/CQ est présenté au tableau 4.3 (section 4.5)

4.2 OBJECTIFS DE QUALITÉ DES DONNÉES

Les objectifs de qualité des données (OQD), qui constituent un élément important du programme AQ/CQ, visent tous les aspects, du prélèvement et de l'analyse des échantillons jusqu'au traitement et à la présentation des données. Leur énoncé permet de définir le niveau de confiance nécessaire pour tirer des conclusions à partir de l'ensemble des données recueillies au cours du projet. Ces objectifs détermineront donc, pour les données récoltées, le degré de variabilité totale et l'erreur admissible qui seront considérés dans le plan d'échantillonnage et d'analyse.

Les objectifs de qualité des données sont élaborés suivant un processus itératif qui favorise l'examen séquentiel des questions pertinentes (tableau 4.1).

Tableau 4.1
Étapes pour l'élaboration des objectifs de qualité des données

Étape 1	Énoncer le problème à résoudre	Quels sont les problèmes à étudier et les objectifs du projet?
Étape 2	Déterminer la décision à prendre	Quelles décisions spécifiques doivent être prises ou quelles questions doivent être résolues en fonction des données récoltées?
Étape 3	Déterminer le type de données nécessaire pour parvenir à une décision	Quel est le type de données requis (p.ex., physiques, chimiques, biologiques), comment les données doivent-elles être obtenues et gérées et comment seront-elles utilisées pour prendre une décision?
Étape 4	Définir les limites de la zone d'étude	Quelles sont les limites spatiales et temporelles de la zone d'étude?
Étape 5	Élaborer un processus décisionnel	Comment les données récoltées seront-elles synthétisées et interprétées pour prendre une décision?
Étape 6	Identifier les contraintes liées à la performance	Quelles sont les limites de performance acceptables et les contraintes pour les réduire?
Étape 7	Optimiser le plan d'étude pour l'obtention des meilleures données possible en considérant le budget disponible	Quelle est l'approche la plus rationnelle et optimale (ratio coût/bénéfice) pour rencontrer les objectifs de qualité des données?

(Modifié de CCME, 1993 et USEPA, 1994)

Le processus d'élaboration des OQD comprend sept (7) étapes.

- Spécifier la nature du problème et identifier les limites de temps ainsi que la quantité de ressources nécessaires à la phase de collecte des échantillons en fonction des contraintes du site. On doit également identifier les connaissances préalables requises (informations historiques) et déterminer les ressources disponibles.
- Identifier les activités qui permettront de résumer l'information et de prendre des décisions.
- Identifier les facteurs qui seront considérés lors de la prise de décisions afin de s'assurer d'obtenir l'information nécessaire (choix des substances à analyser, caractérisation des sites de rejet ou de référence, etc).
- Définir les limites de la zone d'étude (ou zone d'influence du projet) afin de cibler l'effort d'échantillonnage aux endroits appropriés. Pour la plupart des projets de dragage, la zone d'étude va se restreindre aux limites physiques du port, des bassins, etc. Par contre, les limites des zones naturelles et en particulier des sites de rejet sont plus difficiles à identifier, d'autant plus qu'il peut y avoir des variations temporelles dans les secteurs où existe un transport sédimentaire actif.
- Établir un processus décisionnel basé sur l'utilisation des données. Il faut préciser de quelle façon les données seront utilisées pour définir le mode de gestion des sédiments. Les affirmations devront intégrer les résultats en stipulant « Si le résultat

est le suivant, il faudra alors.....». Cette étape permet de mieux cibler le type de données nécessaires pour prendre une décision éclairée.

- Établir les limites de performance acceptables pour les données recueillies. Dans le contexte spécifique de l'échantillonnage des sédiments, il peut s'agir du nombre minimum de données à considérer ou de la performance minimale des échantillonneurs (pénétration, volume recueilli, intégrité de l'échantillon, nombre d'échantillons). Dans le contexte plus global de l'étude, cela se transpose dans le taux d'erreur quant aux faux-positifs ou faux-négatifs que l'on est prêt à accepter. (Pour avoir une idée des erreurs liées à ces deux considérations, il faut établir une stratégie d'échantillonnage avec des blancs et des doubles.) Cet aspect des objectifs de qualité touche à un point important du plan d'étude, soit le niveau de représentativité des échantillons qui sera tributaire du niveau d'effort et de la qualité de l'échantillonnage. Les sources d'erreur les plus communes sont présentées au tableau 4.2.
- Revoir les étapes précédentes afin de définir un plan d'étude optimal quant à la qualité des données ainsi qu'au temps et aux ressources disponibles pour atteindre les objectifs.

Ce processus, qui peut sembler complexe, est déjà plus ou moins réalisé de manière intuitive et souvent non documentée lors de l'élaboration d'une campagne d'échantillonnage. Une juste part de temps doit donc y être consacrée afin de documenter le processus.

4.3 INDICATEURS DE QUALITÉ DES DONNÉES

De nature quantitative ou qualitative, les indicateurs de qualité des données (IDQ) servent à définir la portée utilitaire des données générées. Les IDQ, qui incluent la sensibilité, la précision, l'exactitude, la représentativité et la comparabilité des données, s'appliquent autant au patron du plan d'échantillonnage qu'aux mesures de terrain et aux analyses de laboratoire. Lorsqu'ils sont quantitatifs, ils s'adressent principalement aux analyses chimiques. Sur le terrain, ils pourraient s'appliquer aux mesures des conditions environnementales de l'échantillonnage (pH, Eh, température, positionnement, profondeur) prises à l'aide d'appareils pouvant être calibrés et à certains paramètres de prélèvement des échantillons (volume récolté, pénétration de l'échantillonneur, vitesse de descente et de remontée, etc.). La collecte de réplicats pour évaluer la précision de la technique d'échantillonnage fait partie des indicateurs de qualité des données.

Tableau 4.2
Sources d'erreurs communes

Sources d'erreur globale (par ordre décroissant d'importance)
▪ Distribution spatiale des contaminants
▪ Plan d'échantillonnage inadéquat et collecte problématique des échantillons
▪ Procédures d'échantillonnage et manipulation des échantillons
▪ Préparation des échantillons au laboratoire
▪ Mauvais choix de la méthode d'analyse et erreur d'analyse
▪ Perturbations de la matrice qui passent inaperçues
▪ Manipulation et traitement des données
Plan d'échantillonnage et collecte
▪ Contaminants distribués de manière hétérogène
▪ Nombre insuffisant d'échantillons
▪ Non-représentativité de la station d'échantillonnage
▪ Remobilisation des sédiments contaminés et/ou migration des contaminants
▪ Mauvaise approche d'échantillonnage
Échantillonnage et analyse
▪ Échantillonnage biaisé
▪ Erreur de positionnement et de localisation des stations
▪ Inversion des échantillons avant l'étiquetage
▪ Erreur d'étiquetage
▪ Échantillonneur inadéquat
▪ Contamination croisée (d'une station à l'autre due à un mauvais nettoyage)
▪ Remaniement de l'échantillon (ex. propriétés de l'eau de porosité)
▪ Conservation inadéquate des échantillons
▪ Préparation au laboratoire et erreur analytique
▪ Erreur de sous-échantillonnage
▪ Perte d'échantillons
▪ Contamination des échantillons ou de l'instrumentation analytique
▪ Mauvais protocole d'échantillonnage
▪ Mauvaise limite d'incertitude pour différentes matrices (sédiments, eau de porosité)
▪ Mauvaise calibration ou référence

(Adapté de USEPA, 1994; CCME, 1993 et USEPA/USACE, 1998b)

Les paramètres décrivant la représentativité des échantillons, les justifications qui supportent le patron du plan d'échantillonnage (approche, sub-division, nombre de stations) et les procédures de manipulation des échantillons sont les IQD les plus importants.

4.4 PROCÉDURES D'OPÉRATION NORMALISÉES

Les procédures d'opération normalisées (PON) sont une description écrite des activités à réaliser lors du prélèvement, de la manipulation et du sous-échantillonnage, du transport, de l'entreposage et de la conservation des sédiments ainsi que de la documentation des résultats d'analyses. La rédaction et l'utilisation de telles procédures permet donc d'assurer la constance et l'intégrité dans l'application des différentes techniques et de réduire le risque de méprise dû à des extrapolations ou suppositions erronées. L'utilisation de fiches d'échantillonnage sur lesquelles sont inscrites les activités quotidiennes de terrain permet également de s'assurer que toutes les étapes ont été suivies. Les considérations touchant la préparation des protocoles d'échantillonnage sont présentées au tableau C.1 de l'annexe C du volume II du *Guide d'échantillonnage des sédiments du Saint-Laurent pour les projets de dragage et de génie maritime - Manuel du praticien de terrain*. Dans ce protocole d'échantillonnage, il faudra indiquer :

- les endroits où seront effectués les prélèvements des échantillons;
- les équipements et les informations nécessaires à l'échantillonnage type :
  - le nombre et les dimensions des récipients,
  - le type d'étiquettes à utiliser,
  - les registres pour les travaux de terrain,
  - le type d'échantillonneurs,
  - les méthodes d'étalonnage et les fréquences d'étalonnage,
  - le nombre et la nature des blancs,
  - la taille de l'échantillons et le nombre d'échantillons dopés,
  - le volume des échantillons,
  - le nombre et le type d'échantillons composites (intégrant 3 ou 5 échantillons),
  - les instructions spécifiques relatives à la conservation pour chaque type d'échantillons,
  - les opérations relatives à la chaîne de possession des échantillons,
  - le plan de transport,
  - les préparations sur le terrain (p. ex. filtration ou ajustement du pH),
  - les mesures effectuées sur le terrain (p. ex.., mesure du pH, de la teneur en oxygène dissous, etc.),
  - la présentation du rapport de mission.

De plus, on doit y trouver les variables physiques, météorologiques et hydrologiques enregistrées ou mesurées au moment de l'échantillonnage. L'élaboration des PON ne demande pas de détailler outre mesure les techniques analytiques qui font déjà l'objet d'une normalisation pour les laboratoires accrédités. Par contre, le choix des techniques d'analyses doit être considéré dans la mesure où l'atteinte des seuils de détection dépend en grande partie du volume d'échantillon fourni au laboratoire et de sa nature. Le responsable de la planification de la campagne d'échantillonnage devrait discuter avec le responsable du laboratoire pour lui transmettre l'information disponible (historique, reconnaissance, échantillonnage préliminaire) sur la nature des sédiments afin d'établir les caractéristiques minimales des échantillons à récolter. Par ailleurs, le transfert d'informations sur les conditions de terrain et les caractéristiques des sédiments peut permettre d'adapter la méthode d'analyse au contexte particulier de la zone d'étude.

4.5 SUIVI DU PROGRAMME D'ASSURANCE ET DE CONTRÔLE DE LA QUALITÉ

4.5.1 Rôle

Le programme d'assurance et de contrôle de la qualité du projet est un élément essentiel de la planification puisqu'il intègre tous les aspects techniques (PON) et de qualité (OQD, IQD) pour un projet donné. Ce document, suivant lequel l'équipe de travail s'engage à adopter une politique d'assurance et de contrôle de la qualité, décrit l'ensemble des politiques, de l'organisation, des objectifs et des responsabilités fonctionnelles mis en place pour atteindre les objectifs de qualité. Les cinq principaux rôles du programme AQ/CQ sont :

- énoncer le but du programme AQ/CQ;
- décrire le processus qui servira à mettre en œuvre le programme AQ/CQ;
- décrire les ressources affectées à la réalisation des travaux d'assurance et de contrôle de la qualité;
- déterminer quels sont les projets qui nécessitent des plans-projets d'assurance et de contrôle de la qualité;
- décrire de quelle manière la mise en œuvre de l'assurance et du contrôle de la qualité sera évaluée.

4.5.2 Contenu

Le programme AQ/CQ sert durant la phase de planification à vérifier que tous les aspects de l'étude sont considérés. Durant la réalisation du projet, il sert de référence pour tout le personnel de l'équipe (terrain, laboratoire, traitement et interprétation des données). Le programme AQ/CQ contribue à assurer la qualité des données qui seront générées en :

- fournissant de l'information uniformisée à tous les organismes participants;
- décrivant de manière détaillée les opérations à effectuer sur le terrain;
- considérant les critères de sélection des lieux de prélèvement dans le plan d'échantillonnage;
- indiquant quels sont les objectifs d'assurance de la qualité en ce qui concerne la précision, la représentativité, l'intégralité et la comparabilité des données;
- fournissant de l'information pour l'étalonnage et l'entretien de l'équipement;
- fournissant des renseignements sur les pratiques de sécurité à appliquer aux opérations d'échantillonnage et d'essais sur le terrain;
- fournissant des méthodes acceptées pour définir les erreurs liées aux mesures effectuées sur le terrain;
- définissant les techniques statistiques pour évaluer les données expérimentales;
- garantissant que les données recueillies répondent aux objectifs du programme de mesure.
- Le contenu typique du programme AQ/CQ est présenté au tableau 4.3.

4.5.3 Importance de présenter une information intégrée relative au projet

L'équipe de terrain doit décrire avec précision les conditions d'échantillonnage afin de vérifier si les OQD ont été atteints. La personne chargée de documenter les activités et de décrire les échantillons doit donc noter tous les écarts par rapport au protocole d'échantillonnage.

Par la suite, il incombe à ceux qui traitent et gèrent les données de les vérifier, de s'assurer de leur validité et de produire des évaluations quant à leur cohérence, leur intégrité et leur fiabilité. La compréhension globale des problèmes que pose un lieu contaminé ne peut d'ailleurs se faire qu'après l'évaluation des données. Dans le rapport, celles-ci devront donc être présentées en signalant les difficultés rencontrées de façon à pouvoir faire le lien avec les résultats obtenus.

Tableau 4.3
Table des matières d'un programme d'assurance et de contrôle de la qualité (incluant les aspects relatifs aux travaux de laboratoire)

1 Description du projet
- 1.1 Introduction
- 1.2 Cadre du projet
- 1.3 Objectifs de la qualité des données
- 1.4 Justification et patron du plan d'échantillonnage
- 1.5 Réalisation du projet

2 Organisation et responsabilité du projet
- 2.1 Organisation
- 2.2 Autorité et responsabilité
- 2.2.1 Supervision du projet
- 2.2.2 Activités de terrain
- 2.2.3 Analyses de laboratoire
- 2.2.4 Autre personnel affecté
- 2.3 Communications

2 Objectifs de qualité des données
- 3.1 Objectifs de l'assurance qualité du projet
- 3.2 Objectifs de qualité des prises de mesures sur le terrain
- 3.2.1 Positionnement
- 3.2.2 Paramètres d'échantillonnage
- 3.3 Objectifs de qualité des données de laboratoire

4 Échantillonnage et procédures de manipulation
- 4.1 Contenants à échantillons
- 4.1.1 Volume et type
- 4.1.2 Contrôle de la qualité et entreposage
- 4.2 Procédures d'échantillonnage
- 4.2.1 Sélection et décontamination de l'équipement
- 4.2.2 Méthodes d'échantillonnage
- 4.2.3 Échantillonnage
- 4.2.4 Volume, préservation et durée de la prise des échantillons
- 4.2.5 Déchets générés sur le terrain
- 4.3 Emballage et transport des échantillons

5 Documentation et conservation des échantillons
- 5.1 Procédures de terrain
- 5.1.1 Étiquetage des échantillons
- 5.1.2 Cahiers de terrain
- 5.1.3 Chaîne de responsabilité du terrain
- 5.1.4 Transfert de responsabilité
- 5.2 Procédures de laboratoire
- 5.2.1 Inventaire et contrôle des échantillons
- 5.2.2 Réception et manutention des échantillons
- 5.2.3 Cahiers de terrain et chaîne de responsabilité
- 5.2.4 Élimination des échantillons
- 5.3 Dossier de données finales
- 5.3.1 Contenu
- 5.3.2 Procédure de responsabilité

6 Procédures et fréquence de l'étalonnage
- 6.1 Mesures sur le terrain
- 6.1.1 Enregistrement et suivi des spécimens modèles
- 6.1.2 Procédures de d'étalonnage initial et continu
- 6.1.3 Valeurs-seuils d'étalonnage
- 6.2 Analyses physiques et chimiques des sédiments en laboratoire
- 6.2.1 Enregistrement et suivi des spécimens
- 6.2.2 Préparation et entreposage des spécimens modèles
- 6.2.3 procédures d'étalonnage initial et continu
- 6.2.4 Valeurs-seuils d'étalonnage
- 6.3 Tests des effets biologiques
- 6.3.1 Enregistrement et suivi des spécimens modèles
- 6.3.2 Procédures d'étalonnage initial et continu
- 6.3.3 Valeurs-seuils d'étalonnage

Tableau 4.3 (suite)
Table des matières d'un Programme d'assurance et de contrôle de la qualité (incluant les aspects relatifs aux travaux de laboratoire)

7 Modes opératoires normalisés
- 7.1 Mesures sur le terrain
- 7.1.1 Positionnement
- 7.1.2 Paramètres d'échantillonnage
- 7.1.2.1 Sédiments
- 7.1.2.2 Eau de porosité
- 7.2 Analyse chimique des sédiments
- 7.2.1 Méthodes de préparation des échantillons
- 7.2.2 Méthodes de nettoyage et d'extraction des échantillons
- 7.2.3 Méthodes analytiques
- 7.3 Analyses des autres sédiments
- 7.4 Tests des effets biologiques

8 Indicateurs de contrôle de qualité interne
- 8.1 Échantillonnage
- 8.2 Mesures sur le terrain
- 8.3 Analyses chimiques des sédiments
- 8.4 Analyses des autres sédiments
- 8.5 Tests des effets biologiques

9 Tri, validation et rapport des données
- 9.1 Mesures sur le terrain
- 9.2 Données de laboratoire
- 9.2.1 Tri des données internes
- 9.2.2 Exigences du rapport des données
- 9.2.3 Validation des données externes

10 Évaluation de la performance et du système
- 10.1 Cédule et planification et évaluations
- 10.2 Évaluations internes
- 10.2.1 Activités de terrain
- 10.2.2 Activités de laboratoire
- 10.2.2.1 Système
- 10.2.2.2 Performance
- 10.3 Évaluations externes
- 10.3.1 Activités de terrain
- 10.3.2 Activités de laboratoire
- 10.3.2.1 Système
- 10.3.2.2 Performance
- 10.4 Rapport d'évaluation

11 Entretien préventif
- 11.1 Équipement de terrain
- 11.2 Équipement d'échantillonnage
- 11.3 Instruments de laboratoire
- 11.4 Pièces et logiciels informatiques

12 Procédures spécifiques pour évaluer l'utilisation des données
- 12.1 Échantillonnage
- 12.2 Données de terrain et de laboratoire
- 12.2.1 Indicateurs de qualité des données
- 12.2.1.1 Sensibilité
- 12.2.1.2 Précision
- 12.2.1.3 Exactitude
- 12.2.1.4 Totalité
- 12.2.2 Revue d'autres données

13 Contingences et alternatives
- 13.1 Introduction
- 13.2 Bris d'équipement
- 13.3 Problèmes procéduriaux
- 13.4 Bris de responsabilité des échantillons
- 13.5 Insuffisance de documentation
- 13.6 Anomalies des données
- 13.7 Empêchement d'une évaluation de performance
- 13.8 Empêchement d'une évaluation de système

14 Rapports d'assurance qualité aux gestionnaires
- 14.1 Rapports finaux spécifiques au projet
- 14.2 Mémos de contingences et d'alternatives
- 14.3 Rapports d'audits internes et externes

15 Références

(Modifié de USEPA, 1992)

Références

ASTM (American Society for Testing and Materials). 1997. *Standard Guide for Collection, Storage, Characterization, and Manipulation of Sediments for Toxicological Testing*. vol. 11.04 of *Annual Book of ASTM Standards*. Philadelphia, PA.

Atkinson, G. 1985. *Ocean Dumping Control Act Sampling : Project U390*. Programme d'immersion des déchets en mer. Service de la Protection de l'Environnement, Environnement Canada. Ottawa, Ontario. 17 p.

Atkinson, G.1994. *Guidance Document on Sampling*. Rapport préparé pour le Programme d'immersion en eau libre du Bureau de la gestion des déchets. Service de la protection de l'environnement. Environnement Canada. Ottawa, Ontario.

Baudo, R., J. Giesy et H. Muntau. 1990. *Sediments : chemistry and toxicity of In-place pollutants*. Lewis Publishers Inc., Chelsea, Michigan. 405 p.

Cahill, R.A. 1981. *Geochemistry of recent Lake Michigan sediments*. Illinois State Geological Survey. Champaign. Illinois. Circular 517.

CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1993. *Guide pour l'échantillonnage, l'analyse des échantillons et la gestion des données des lieux contaminés*, volume 1 : rapport principal. Rapport EPC-NCS62F sur le Programme national d'assainissement des lieux contaminés, Ottawa, Ontario, 79 p.

Elliott, J.M. 1983. *Statistical Analysis of Samples of Benthic Invertebrates*. Fresh water Association. Scientific publication n° 25.

Environnement Canada. 1994. *Document d'orientation sur le prélèvement et la préparation de sédiments en vue de leur caractérisation physico-chimique et d'essais biologiques*. Rapport SPE 1/RM/29. Décembre 1994. 128 p.

Environnement Canada et MENVIQ. 1992. *Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent*. Centre Saint-Laurent, Environnement Canada.

Gilbert, R.O. 1987. *Statistical methods for environmental pollution monitoring*. Van Nostrand Reinhold. 320 p.

Grigg, N.J., I. T. Webster et P. W. Ford. 1999. Pore-water convection induced by peeper emplacement in saline sediment. *Limnol. & Oceanogr. 44* (2) : 425-430.

Gy, P. M. 1992. *Sampling of heterogenous and dynamic material systems*. Elsevier. 653p.

Håkanson, L. et M. Jansson. 1983. *Principles of Lake Sedimentology*. Springer-Verlag. Berlin, Allemagne. 316 p.

IJC (International Joint Commission). 1988. *Procedures for the assessment of contaminated sediment problems in the Great Lakes*. Sediment Subcommittee and its Assessment Work Group Report to the International Joint Commission Great Lakes Water Quality Board. Windsor, Ontario. 140 p.

Martel, J.-M. et R. Nadeau. 1988. *Statistique en gestion et en économie*. Gaëtan Morin éditeur Ltée, 621 p.

Mudroch, A. et S.D. MacKnight. 1994. *Handbook of Techniques for Aquatic Sediments Sampling*. 2e édition. Lewis Publishers, Chelsea, Michigan. 236 p.

Mudroch, A et J.M Azcue. 1995. *Manual of Aquatic Sediment Sampling*. Lewis Publishers. Chelsea, Michigan. 219 p.

Tabachnick, B. G. et L. S. Fidell. 1996. *Using Multivariate Statistics*. 3e édition. Harper Collins College Publishers. 880 p.

Thomas, R.L. et A. Mudroch, 1979. *Small Craft Harbours - Sediments survey, Lakes Ontario, Erie and St.Clair*. Dredging Summary and Protocol. Report to Small Craft Harbours. Ontario Region from the great Lakes Biolimnology Laboratory. 149 pp.

USEPA. 1992. *Quality Assurance/Quality Control, Sampling, and Analytical Considerations*, in *Sediment Classification Methods Compendium*: EPA 823-R-92-006, Office of Water, Vicksburg, Miss.

USEPA. 1994. *Assessment and Remediation of Contaminated Sediments (ARCS) Program : Assessment guidance document*. EPA 905-B94-002. Great Lakes National Program Office. Chicago, Ill.

USEPA. 2000. *Guidance for Data quality Assessment : Practical Methods for Data Analysis*. EPA/600/R-96/084. Office of Environmental Information. Washington, DC.

USEPA-USACE. 1998a. *Evaluation of Dredged Material Proposed for Discharge in Waters of the United States: Testing Manual*. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, DC, and U.S. Army Engineers, Waterways Experiment Station. Vicksburg, Miss.

USEPA-USACE. 1998b. *Great Lakes Dredged Material Testing and Evaluation Manual. Appendix D : Sediment sampling & handling guidance ; Appendix E : Quality assurance guidance*. Final draft.

Autres ouvrages consultés

Alldredge, J. R. 1987. Sample size for monitoring of toxic chemical sites. *Environ. Monitor. Assess. 9* : 143-154.

Atkinson, G. 1993. *Sampling for Dumpsite monitoring*. Ocean dumping program, Workshop. Ottawa. 12 p.

Blomqvist, S., 1991. Quantitative sampling of soft bottom sediments : Problems and solutions. *Mar. Ecol. Prog. Ser. 72* : 295-304.

Brinkhurst, R. O. 1974. *The benthos of lakes*. The Macmillan Press Ltd., 190 p.

Burton, G.A., Jr. 1992. *Sediment toxicity assessment*. Lewis Publishers. Boca Raton, Flo. 457p.

Davis, J.C. 1973. *Statistics and Data Analysis in Geology*. John Wiley & Sons. New York. 550 p.

Eckblad, J.W. 1991. How many samples should be taken? *Bioscience. 41* (5) : 346-348.

Fass, R. W. 1973. Mass property variability of some estuarine sediments. *Sedimentary Geol. 10 :* 205-213.

Håkanson, L. 1984. Sediment sampling in different aquatic environments : Statistical aspects. *Wat. Resour. Res. 20* (1) : 41-46.

Herbich, J. B. 1992. *Sediments*. In *Handbook of dredging engineering*. McGraw-Hill inc.

Hurlbert, S.H. 1984. Pseudo-replication and the design of ecological field experiments. *Ecol. Monogr. 54* : 187-211.

Lesht, B.M. 1988. Nonparametric evaluation of the size of limnological sampling networks : Application to the design of a survey of Green Bay. *J. Great Lakes Res. 14* : 325-337.

Mudroch, A., J.M. Azcue et P. Mudroch. (eds.). 1997. *Manual of Physico-chemical Analysis of Aquatic Sediments*. CRC press Inc., Lewis publishers. Chelsea, Michigan. 287 p.

PNUE (Programme des Nations Unies pour l'Environnement). 1999. *Plan d'Action pour la Méditerrannée*. Deuxième réunion sur l'élaboration de lignes directrices sur la gestion des matériaux de dragage. UNEP(OCA)/MED WG.149/4.

Rheinallt, T., J. Orr, P. van Dijl et J.C. Ellis. 1987. Sources of Variation Associated with the Sampling of Marine Sediments for Metals. In *Developments in estuarine and coastal study techniques*. McManus, J. et M. Elliot eds. Olsen & Olsen. Fredensborg

Rochon, R. et M. Chevalier. 1987. *Échantillonnage et conservation des sédiments en vue de la réalisation des projets de dragage*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, 28 p.

Scherrer, B. 1984. *Biostatistiques*. Gaëtan Morin éditeur. Chicoutimi, Québec.

Stemmer, B.L., G.A. Jr Burton et G. Sasson-Brickson. 1990. Effect of sediment spatial variance and collection method on cladoceran toxicity and indigenous microbial activity determinations. *Environ. Toxicol. Chem.* 9 :1035-1044.

Switzer, P. 1979. Statistical considerations in network design. *Water Resour. Res,*. 15 :1712-1716.

Thornton, K.W., R.H. Kennedy, A.D. Magoun et G.E. Saul. 1982. Reservoir water quality sampling design. *Wat. Ress Bull. 18* (3) : 471-480.

USACE. 1994. *Requirements for the Preparation of Sampling and Analysis Plans*. CECW-EO, memorandum n° 200-1-3.

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency) 1991. *Evaluation of Dredged Material Proposed for Ocean Disposal : Testing Manual*. EPA-503/8-91/001, Office of Water, Vicksburg, Miss.

Winkels, H. J. et A. Stein. 1997. Optimal cost-effective sampling for monitoring and dredging of contaminated sediments. *J. Environ. Qual. 26* (4) : 933-946.

ANNEXE A Formules statistiques pour le calcul du nombre d'échantillons

(Serge Morissette, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, Février 2001)

Cette annexe présente les équations usuelles pour le calcul de la taille de l'échantillon lorsque la contamination mesurée est proche d'une norme. Ces équations, qui ne sont applicables que lorsque la distribution des contaminants est aléatoire, permettent de déterminer la taille nécessaire pour améliorer la précision d'une expérience afin de réduire l'incertitude à un niveau prédéterminé. On peut aussi se référer à l'annexe C pour une illustration graphique des concepts présentés dans cette section. La seule différence concerne les risques d'erreurs qui sont, dans l'annexe C, non symétriques. La première équation utilise la loi normale et est applicable dans les conditions qui sont présentées au tableau 1.

$$n = \left[\frac{z_{\alpha/2} \bullet S}{\overline{X} - X} \right]^2$$

Le niveau d'erreur ou le niveau de tolérance[6] acceptable est représenté par $\overline{X} - X$ où $\overline{X}$ désigne la moyenne de l'échantillon et X la moyenne réelle dans la population[7]. Il s'agit aussi de la valeur à tester. n désigne la taille de l'échantillon recherchée et S l'écart type. $z_{\alpha/2}$ est une probabilité complémentaire qui représente le risque d'erreur. Ce risque consiste à obtenir un résultat en dehors du niveau de tolérance alors qu'en réalité le vrai résultat est à l'intérieur de ce niveau. $\alpha/2$ indique que la probabilité est bilatérale et symétrique. Par exemple, si $\alpha = 5$ %, on accepte un risque d'erreur de 2,5 % que le niveau de tolérance soit dépassé «accidentellement» du côté supérieur et 2,5 % du côté inférieur. Habituellement, on exprime globalement ce test en énonçant que le niveau de confiance de l'expérience est de 95%.

---

[6] Ce paramètre représente une plage de résultats pour laquelle on manifeste une indifférence. On cherche à vérifier si la moyenne réelle est à l'intérieur ou en dehors de la plage. Ce paramètre s'apparente aussi au concept de précision. Plus la taille de l'échantillon sera grande plus petite sera l'étendue de la plage pour un niveau de confiance constant.

[7] On utilise souvent μ pour désigner la moyenne de la population. La différence entre μ et $\overline{X}$ représente donc l'erreur.

Ce genre d'équation peut être utile lors de la planification pour estimer une taille réaliste de l'échantillon. En général, le responsable a peu ou pas d'information sur la concentration moyenne qui sera obtenue. En revanche, par expérience, il a une assez bonne idée de l'écart type d'une technique donnée de prélèvement. Cette équation permet donc de faire des hypothèses et d'examiner avant même la réalisation d'un échantillonnage les conséquences d'une méthode de travail.

Pour simplifier la discussion, on supposera qu'il n'y a pas de tendance dans l'espace ou encore, qu'on élimine la corrélation au moyen d'un mélange approprié des prélèvements. Supposons qu'une technique d'échantillonnage donnée conduit à un écart type de l'ordre de 300 mg/kg alors que la norme est de 1000 mg/kg. On ignore quelle sera la moyenne des résultats mais si elle est de 900 mg/kg on aimerait pouvoir affirmer avec un niveau de confiance de 95 % que la concentration réelle du contaminant est inférieure à la norme de 1000 mg/kg. Le niveau d'erreur toléré est donc de 1000 - 900 = 100 mg/kg.

La valeur de $z_{\alpha/2} = 0{,}025$ qui est donnée dans une table de probabilités de la loi normale est de 1,96. Par conséquent, si l'écart type de cet échantillonnage est de 300, la taille optimale est :

$$n = \left[\frac{1{,}96 \bullet 300}{100}\right]^2 = 34{,}6 \cong 35$$

Avec une taille de 35, on pourra confirmer au niveau de confiance de 95 % que la norme n'est pas dépassée si le résultat est de 900 mg/kg. Cependant, si la vrai moyenne est de 900 mg/kg et que l'on répète l'expérience à plusieurs reprises, on aura en moyenne 2,5 % de résultats supérieurs à 1000 et 2,5 % de résultats inférieurs à 800. L'intervalle [800-1000] contient très probablement la vraie moyenne de la population, mais si on répète l'expérience un grand nombre de fois, on trouvera qu'il est contenu dans l'intervalle seulement 95 % du temps. Il y a donc un risque de commettre l'erreur qui consiste à trouver que la concentration est supérieure à la norme alors qu'en réalité elle est de 900 mg/kg. On ne peut réduire ce risque qu'en augmentant la taille de l'échantillon ou en élargissant la marge d'erreur. De plus, on constate que si l'écart type était plus faible alors les tailles de l'échantillon diminueraient, de là l'importance d'utiliser des méthodes qui minimisent la variation aléatoire.

Quoique d'usage courant, cette équation introduit une notion embarrassante puisque on n'a pas vraiment d'intérêt à poser une condition pour une contamination inférieure à 800 mg/kg. En règle générale, la seule contrainte en science de l'environnement touche les contaminations supérieures à une norme. L'annexe C présente un cas avec des probabilités non symétriques mais on verra que ce problème ne disparaît finalement qu'avec l'utilisation de la statistique bayésienne.

La deuxième équation est employée avec la table de Student; elle est applicable pour des tailles d'échantillon inférieures à 30. Le tableau 1 donne plus de détails concernant les conditions d'application. L'équation est :

$$n = \left[\frac{t_{\alpha/2,\, n-1} \cdot s}{\overline{X} - X} \right]^2$$

Le symbole *t* signifie que l'on doit utiliser la table de Student. Les expressions $\alpha/2$ et $\overline{X} - X$ ont la même signification que dans l'exemple précédent. Le terme n-1 est nécessaire pour identifier la valeur dans une table de Student. On doit donc supposer une valeur tentative pour la taille et répéter le calcul. L'exemple précédent est repris en supposant cette fois que l'on croit que le résultat moyen sera plutôt de l'ordre de 700 mg/kg. Si les autres données sont les mêmes, alors la différence qu'on est disposé à accepter est de 1000 - 700 = 300 mg/kg. Pour trouver la valeur de Student pour $\alpha/2 = 0{,}025$ il faut estimer la taille (n) qui sera requise. Si l'on suppose qu'elle sera de 10 alors $t_{0{,}025,\,9} = 2{,}262$ et par conséquent :

$$n = \left[\frac{2{,}262 \bullet 300}{300} \right]^2 = 5{,}11$$

Sachant maintenant que le résultat sera d'environ 6, on refait le calcul avec $t_{0{,}025,\,5} = 2{,}571$. Le résultat est maintenant de 6,61 et si on répète avec $t_{0{,}025,\,6}$ on trouve une taille de 5,98. Par conséquent une taille de 6 ou 7 semble adéquate, 7 étant préférable puisque plus on augmente la taille plus on améliore la précision.

Une autre formule basée sur le coefficient de variation peut s'avérer utile dans le domaine environnemental puisque la variance dépend largement du niveau de contamination (hétérocédasticité). Typiquement, elle augmente avec le niveau de contamination. Ainsi, dans

un contexte de formulation d'hypothèse, le choix d'une variance est étroitement lié au niveau de contamination anticipée. Si, en pratique, le niveau de contamination est beaucoup plus faible que prévu alors la variance anticipée risque d'être trop grande et la taille de l'échantillon estimée au préalable sera exagérée. Pour remédier à cette distorsion, on peut utiliser le coefficient de variation qui est défini comme le quotient de l'écart type par la moyenne. Ce coefficient demeure relativement stable avec le niveau de contamination. Gilbert (1987) présente une discussion sur le sujet et un tableau donnant les tailles requises de l'échantillon pour différents niveaux de confiance et d'erreurs standard.

L'équation peut être utilisée avec une table normale ou de Student selon les éléments présentés au tableau A.1. Cette équation est :

$$n = \left[\frac{t_{\alpha 2\,;n-1} \bullet V}{d_r} \right]^2$$

V représente le coefficient de variation exprimé sous forme d'un rapport et non pas en pourcentage. d_r est la différence qu'on est prêt à tolérer. Cette différence est exprimée en terme d'erreur relative

$$d_r = \frac{X - \overline{X}}{\overline{X}}.$$

Le tableau suivant montre en détail les conditions selon lesquelles on peut utiliser la table normale ou la table de Student. Ce tableau est tiré de Martel et Nadeau (1988).

Tableau A.1
Conditions d'utilisation de la table normale et de la table de Student.

Distribution anticipée	Taille de l'échantillon	σ (S) connu	σ (S) inconnu
Normale	$n \geq 30$	Table normale	Table normale
	$n < 30$	Table normale	Table de Student
Non normale	$n \geq 30$	Table normale	Table normale

Remarque : Lorsque, par expérience, le responsable peut prévoir l'écart type avec assez de précision, il pourra supposer que σ est connu.

ANNEXE B Nombre d'échantillons de sédiments à prélever pour les projets de dragage

Tableau B.1
Nombre d'échantillons de sédiments à prélever* pour des projets de dragage de différentes tailles

Volume à draguer (m^3)		Nombre d'échantillons
Plus de	Sans excéder	
0	10 000	6
10 000	17 000	7
17 000	23 000	8
23 000	30 000	9
30 000	37 000	10
37 000	43 000	11
43 000	50 000	12
50 000	58 000	13
58 000	67 000	14
67 000	75 000	15
75 000	83 000	16
83 000	92 000	17
92 000	700 000	18
700 000	141 000	19
141 000	182 000	20
182 000	223 000	21
223 000	264 000	22
264 000	305 000	23
305 000	346 000	24
346 000	386 000	25
386 000	427 000	26
427 000	468 000	27
468 000	509 000	28
509 000	519 000	29
519 000	632 000	30
632 000	673 000	31
673 000	714 000	32
714 000	755 000	33
755 000	795 000	34
795 000	836 000	35
836 000	877 000	36
877 000	918 000	37
918 000	959 000	38
959 000	1 000000	39
Pour les projets où l'on prévoit draguer plus de 1 000 000 m^3, arrondir le résultat de la formule suivante : 40 + (volume à draguer – 1 000 000) / 75 000 échantillons		

(Atkinson, 1994)

* Le nombre de stations d'échantillonnage égale le nombre d'échantillons prélevés parce qu'un échantillon est prélevé dans chaque station. Si plus d'un échantillon est prélevé dans une station, les autres échantillons devraient être considérés comme supplémentaires.

ANNEXE C Le coût de l'incertitude en échantillonnage environnemental

(Serge Morissette, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, septembre 2000)

Table des matières

C1	**INTRODUCTION**	55
C2	**TRAITEMENT DE L'INFORMATION EN STATISTIQUE CLASSIQUE**	56
C2.1	Modélisation	56
C2.2	Diminution de l'incertitude	58
C2.2.1	Taille optimale de l'échantillon	60
C2.3	Interprétation du processus de réduction de l'incertitude	62
C3	**LES COÛTS PERTINENTS À LA PRISE DE DÉCISION EN ENVIRONNEMENT**	64
C3.1	Inventaire des coûts	64
C3.1.1	Aspects socio-économiques	64
C3.1.2	Appréciation des coûts économiques	65
C3.2	Le coût économique implicite en statistique classique	67
C4	**L'ANALYSE BAYÉSIENNE**	68
C4.1	Coûts économiques fixes	68
C4.1.1	Calcul du regret	69
C4.1.2	Coût de l'incertitude	70
C4.2	Coût exprimé avec une équation linéaire	73
C4.2.1	Fonction de regrets	73
C4.2.2	Coût de l'incertitude	74
C4.3	Stratégie d'échantillonnage	76
C4.3.1	Cumul de l'information en provenance de plusieurs échantillonnages	76
C4.3.2	Application	78
C4.4	Coûts exprimés avec plusieurs équations linéaires	80
C4.4.1	Fonction de regrets	82
C4.4.2	Coût de l'incertitude	83
C5	**CONCLUSION**	85
Épilogue		**86**
Références		**90**

Liste des tableaux

Tableau C.1 Matrice de décision pour les couples action-état de la nature 58

Tableau C.2 Matrice de décision pour les couples action-état de la nature 62

Tableau C.3 Matrice des coûts pour les couples action-état de la nature 68

Tableau C.4 Matrice des regrets pour les couples action-état de la nature 70

Tableau C.5 Matrice des regrets espérés pour chaque action 71

Tableau C.6 Réduction de l'incertitude en fonction de la taille de l'échantillon 79

Liste des figures

Figure C.1 Distribution des résultats d'analyse de sédiments 57

Figure C.2 Répartition hypothétique de la densité de pollution à la surface de sédiments 59

Figure C.3 Réduction de l'incertitude avec l'augmentation de la taille de l'échantillon 60

Figure C.4 Taille optimale de l'échantillon en statistique classique 62

Figure C.5 Valeur socio-économique de dommages causés par la pollution 67

Figure C.6 Coût de la pollution en fonction du niveau de contamination 69

Figure C.7 Coût de l'incertitude de chacune des actions en fonction des probabilités de dépassement de la norme 72

Figure C.8 Coût de la pollution en fonction du niveau de contamination 74

Figure C.9 Regrets des actions en fonction du niveau de contamination 75

Figure C.10 Regrets conditionnels espérés en fonction de la contamination moyenne mesurée sur les sédiments 76

Figure C.11 Gain espéré de l'étude en fonction de la taille de l'échantillon 79

Figure C.12 Problématique avec un coût de décontamination supérieur au coût économique 80

Figure C.13 Coût de la pollution en fonction du niveau de contamination 82

Figure C.14 Regrets des actions en fonction du niveau de contamination 83

Figure C.15 Regrets conditionnels espérés en fonction de la contamination moyenne mesurée sur les sédiments 84

C1 Introduction

Ce document propose une autre approche pour évaluer les efforts qui doivent être fournis en échantillonnage environnemental lorsqu'il existe une incertitude quant à la présence de contaminants à une concentration supérieure à une norme. Cette méthode repose sur l'usage de la mathématique bayésienne[8] qui permet de combiner la notion de probabilité à la notion de coûts afin de déterminer la rentabilité économique de la recherche d'une information additionnelle.

La statistique classique ne tient compte que de la notion de probabilité dans le traitement de l'information et la formulation de résultats. Ainsi, le calcul de la taille de l'échantillon, nécessaire pour établir s'il y a dépassement d'une norme, repose essentiellement sur le contrôle des probabilités de commettre des erreurs lors de la prise d'une décision. Or, cette approche s'avère incomplète et parfois même embarrassante lorsqu'il y a des implications économiques. Ainsi, dans certains cas, le résultat du calcul de la taille de l'échantillon peut entraîner des investissements en échantillonnage plus élevés que ceux réellement requis en tenant compte de l'ensemble des coûts impliqués. En fait, le résultat de la statistique classique est insensible à toute notion de coûts. Par exemple, la taille de l'échantillon demeure la même peu importe le volume de sédiments à traiter, donc peu importe les coûts du traitement.

L'approche bayésienne permet au décideur de composer avec des probabilités de mauvaises décisions lorsque ces décisions sont elles-mêmes associées à des considérations économiques exprimées sous forme de coût d'échantillonnage, de coût de restauration et de coût social causés par la présence de contamination.

[8] Le mot « bayésien » vient de Thomas Bayes qui a formulé un théorème qui permet de combiner des probabilités. Ce théorème permet de tenir compte des coûts dans l'élaboration d'une méthode de prise de décision. En fait, ce théorème a donné naissance à tout un chapitre de la statistique connu sous le nom de statistique bayésienne.

Ce document propose une solution à la question suivante : en cas d'incertitude, est-ce que les coûts reliés à la prise d'une mauvaise décision justifient que des ressources additionnelles soient consacrées à l'échantillonnage dans le but d'en réduire les incertitudes? Et, dans l'affirmative, quelle somme devrait être investie?

Cette approche sera illustrée à partir d'exemples qui permettront de comparer les méthodes bayésienne et classique. Ces exemples seront présentés de façon à susciter une compréhension intuitive en écartant, dans la mesure du possible, les aspects associés aux traitements mathématiques.

La représentation normale est utilisée pour simplifier la discussion et favoriser l'accessibilité du document aux lecteurs moins familiers avec la statistique. L'analyse bayésienne aurait très bien pu être développée avec une distribution du type log normale, qui est en fait la plus commune en environnement. De plus, la démonstration dans son ensemble est présentée en supposant que la variation ne dépend que de la distribution de la contamination dans les sédiments. Les sources de variations reliées à l'homogénéisation et aux analyses ne sont pas évoquées. Enfin, l'application des modèles développés dans ce texte suppose que l'objectif de l'utilisateur consiste uniquement à mesurer le niveau moyen d'une contamination et non à définir la distribution spatiale à l'aide d'un outil comme la géostatistique.

Le lecteur intéressé par la mathématique bayésienne trouvera dans Martel et Nadeau (1988) et Martel (1973) une discussion approfondie sur le sujet et plusieurs exemples d'application en gestion et en économie.

C2 Traitement de l'information en statistique classique

C2.1 Modélisation

La détermination de la distribution de fréquence et des paramètres statistiques comme la moyenne et l'écart type constituent les outils de base pour le traitement de l'information en statistique. La figure C.1 montre la distribution de fréquence des résultats de l'analyse de prélèvements de sédiments pour un polluant donné. La moyenne de cette

distribution est de 800 mg/kg et son écart type est de 300 mg/kg. Le niveau de concentration jugé préjudiciable sera fixé à 1000 mg/kg.

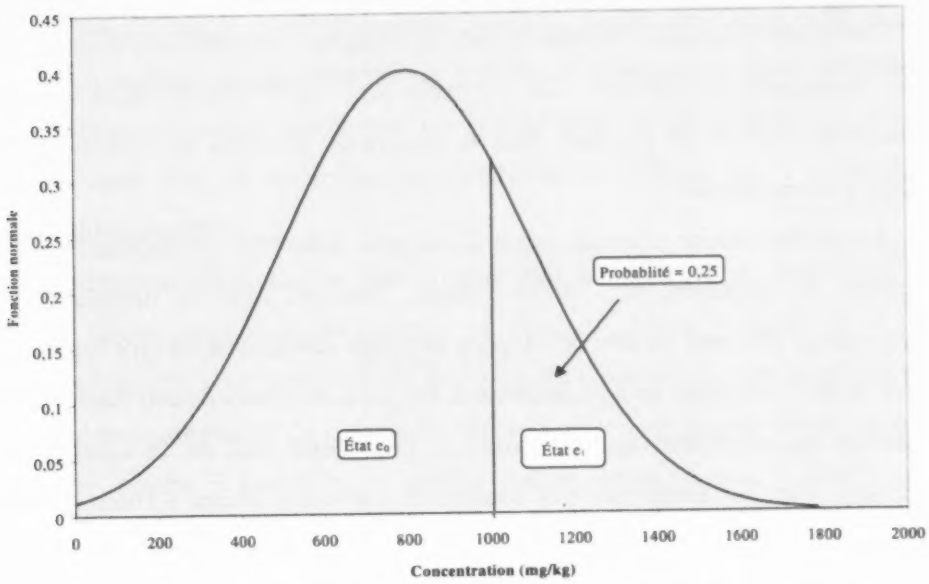


Figure C.1 Distribution des résultats d'analyse de sédiments

Ce problème présente une incertitude quant à l'existence d'une contamination à une concentration supérieure à la norme de 1000 mg/kg. Même si la moyenne est de 800 mg/kg, il existe une probabilité non négligeable que la contamination soit présente à une concentration supérieure à la norme si l'on tient compte de la précision de l'expérience.

Pour les besoins de la discussion, il y a donc deux possibilités quant à la concentration réelle de la contamination qui est désignée par les « états de la nature » :

- la concentration moyenne est dans les faits inférieure à la norme (désignée ici par e_0);
- la concentration moyenne est dans les faits supérieure à la norme (désignée ici par e_1).

Devant ce genre de problématique, le décideur a en général deux choix. Il peut conclure que le contaminant est présent à une concentration inférieure à la norme et choisir de ne rien faire. Il peut d'un autre côté opter pour la décontamination s'il juge que la

concentration est trop près de la norme ou que le risque d'un dépassement est trop grand. Par conséquent, les actions possibles sont définies de la façon suivante :

a_0- ne rien faire;

a_1- enlever les sédiments.

Sur la base de l'information préliminaire obtenue, la distribution normale indique qu'il y a environ 25 % des chances que la norme de 1000 mg/kg soit dépassée (état e_1) et qu'il y a 75 % des chances que la concentration soit inférieure à 1000 mg/kg (état e_0). Par conséquent, la décision de ne pas enlever les sédiments semble a priori la meilleure, mais avec une probabilité de mauvaise décision relativement élevée, soit de 0,25. Ce problème de décision est schématisé au tableau C.1.

Tableau C.1
Matrice de décision pour les couples action-état de la nature

États de la nature	**Actions**	
	a_0 (rien faire)	a_1 (enlever)
e_0 (Contamination faible P=0,75)	Bonne décision	Mauvaise décision
e_1 (Contamination élevée P=0,25)	Mauvaise décision	Bonne décision

En statistique classique, la réduction de l'incertitude est obtenue par le calcul d'une taille d'échantillon suffisante en se basant sur la notion de probabilité. Cette approche, brièvement décrite dans les paragraphes suivants, constitue une méthode universelle pour planifier l'acquisition d'une information additionnelle.

C2.2 Diminution de l'incertitude

L'approche qui consiste à augmenter la taille de l'échantillon repose sur le fait que si tous les éléments d'une population sont analysés, alors on aurait une connaissance complète du phénomène à l'étude, donc une incertitude nulle ou presque. La réduction de l'incertitude est exprimée de façon quantitative au moyen de l'équation $S/\sqrt{n}$. L'écart type (S), représentant la variation autour de la moyenne, est réduit par la racine carrée de la taille de l'échantillon (n).

La figure C.2 illustre la surface des sédiments. Elle comprend neuf sections et chaque motif représente une concentration différente de polluants. La répartition de la densité de contamination est en quelque sorte parfaite puisque chacune des neuf surfaces est d'égale dimension et qu'à l'intérieur de chaque surface il y a un niveau de contamination identique en tous points[9].

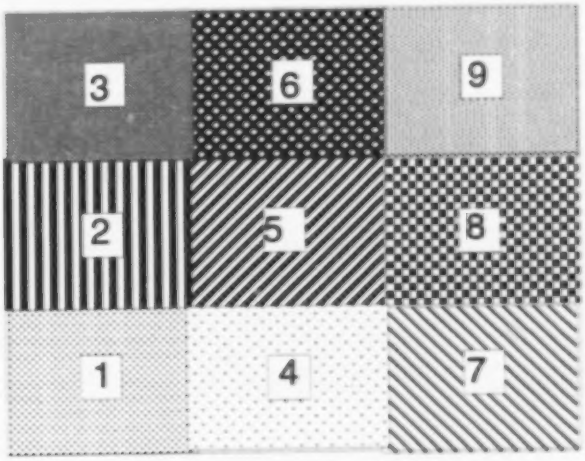


Figure C.2 Répartition hypothétique de la densité de pollution à la surface de sédiments

Si des prélèvements étaient préparés à partir du mélange en quantité égale des neuf sections, leur composition serait dans ce cas identique. Des résultats égaux et représentatifs de la moyenne des neuf sections des sédiments seraient toujours obtenus, peu importe que l'analyse soit faite sur un seul prélèvement ou sur plusieurs, chacun étant composé du mélange des neuf (9) sections. Par conséquent, la variance serait nulle.

En pratique, une telle disposition fictive connue à l'avance n'existe pas et, selon la théorie statistique, l'écart type sera réduit par le facteur $1/\sqrt{n}$ lors du mélange de sous-prélèvements, à la condition bien sûr de respecter les autres postulats des lois statistiques, dont une distribution aléatoire.

[9] On suppose que la distribution des sections qui représentent des niveaux de contamination différents est aléatoire. Avec la présence d'une corrélation, il faudrait utiliser des techniques comme celles décrites à la section 3.2.3.2.

La figure C.3 illustre la réduction de l'écart type pour différentes tailles de l'échantillon calculé à partir de l'équation $S/\sqrt{n}$ pour l'exemple en question.

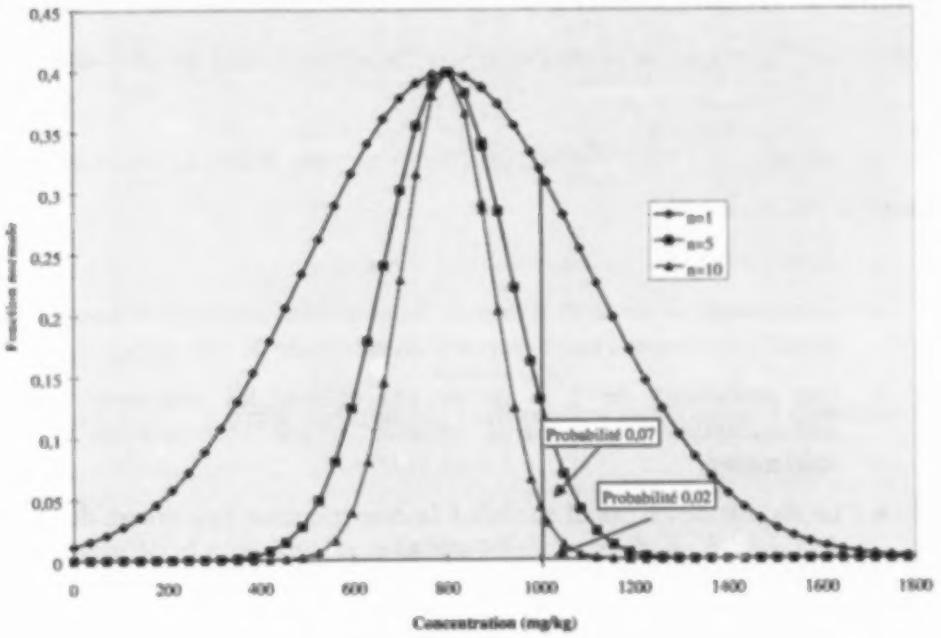


Figure C.3 **Réduction de l'incertitude avec l'augmentation de la taille de l'échantillon**

En utilisant une taille de l'échantillon de 10 et si la concentration moyenne est de 800 mg/kg, la probabilité que la concentration soit supérieure à 1000 mg/kg n'est plus que de 0,02. Par conséquent, il y a une réduction substantielle de l'incertitude qui est passée de 0,25 à 0,02. Dans ce cas, le gestionnaire serait plus à l'aise de prendre la décision de ne pas intervenir, puisque la probabilité de prendre une mauvaise décision est considérablement réduite.

C2.2.1 Taille optimale de l'échantillon

La figure C.4 illustre le contrôle d'une seule erreur, soit celle de ne pas intervenir alors qu'on aurait dû décontaminer. En pratique, il faut aussi contrôler la mauvaise décision qui consiste à intervenir alors qu'on n'a pas besoin de le faire.

Dans ces conditions, le calcul de la taille optimale de l'échantillon (*n*) nécessite l'attribution d'une zone d'indifférence et la définition des probabilités de mauvaises décisions, soit la probabilité d'enlever les sédiments alors que la contamination n'est pas présente et la probabilité de ne pas les enlever alors que la contamination est présente. La première de ces probabilités sera fixée à 0,1 et la deuxième sera maintenue à 0,02 tel qu'illustré à la figure C.3.

En résumé, le calcul consiste à déterminer une taille de l'échantillon tout en respectant les conditions suivantes :

- Seuils d'indifférence entre 800 et 1 000 mg/kg.
- Une probabilité de 10 % d'enlever les sédiments alors que la contamination est en réalité présente à une concentration maximale de 800 mg/kg.
- Une probabilité de 2 % de ne pas enlever les sédiments alors que la contamination est en réalité présente à une concentration minimale de 1000 mg/kg.
- Le résultat de ce calcul conduit à la détermination d'un critère de décision au-delà duquel on choisit l'action d'enlever et ainsi qu'à la définition de la taille optimale de l'échantillon.

Le résultat est présenté à la figure C.4.

La valeur critique recherchée est 880 mg/kg et la taille de l'échantillon requise est de 25. Donc, les sédiments seraient enlevés si le résultat de l'analyse de 25 sous-prélèvements est supérieur à 880 mg/kg et aucune mesure particulière ne sera prise s'il est inférieur. Si le résultat est de 880 mg/kg ou plus, il y a 10 % de chances que la concentration réelle de la contamination soit de 800 mg/kg ou moins, donc 10 % de chances de commettre l'erreur « d'enlever les sédiments alors que cela n'est pas nécessaire ». Si le résultat est inférieur à 880 mg/kg, il n'y a que 2 % des chances que la concentration réelle soit de 1000 mg/kg. Puisque, dans ce cas, la règle de décision consiste à ne pas intervenir, il y a donc 2 % de chances de commettre l'erreur « de ne pas intervenir alors qu'il faudrait enlever les sédiments ».

La matrice de décision suivante (tableau C.2) résume l'information.

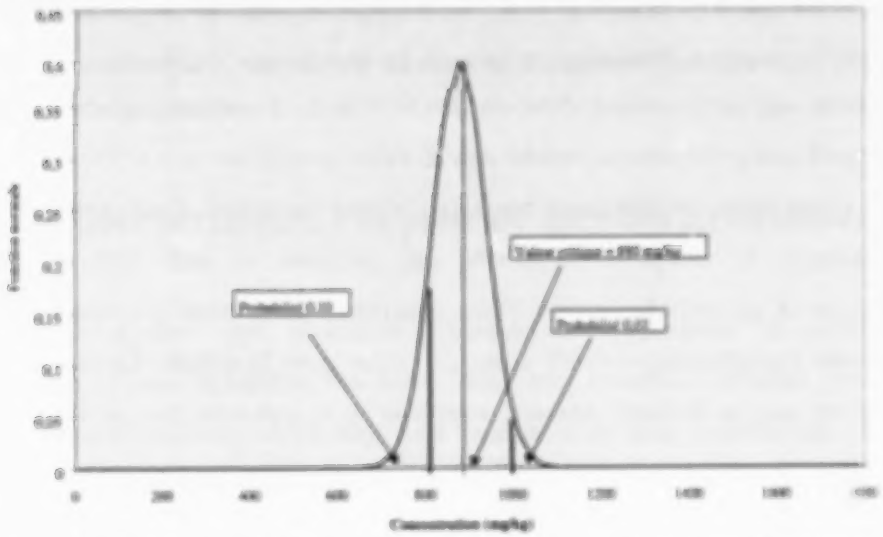


Figure C.4 Taille optimale de l'échantillon en statistique classique

Tableau C.2
Matrice de décision pour les couples action-état de la nature

États de la nature	**Actions**	
	a_0 (rien faire)	a_1 (enlever)
e_0 Contamination < 880	**Bonne décision**	Risque d'erreur
e_1 Contamination >880	Risque d'erreur	**Bonne décision**

C2.3 Interprétation du processus de réduction de l'incertitude

Dans ce type de solution, les probabilités de mauvaise décision ont un sens tangible puisqu'elles expriment les risques que le décideur accepte de supporter en se basant sur la valeur critique. Toute chose étant égale par ailleurs, plus les probabilités associées à ces risques seront faibles plus grand sera le résultat de la taille de l'échantillon. D'une part, le gestionnaire utiliserait une probabilité faible de commettre l'erreur « de ne pas enlever les sédiments alors qu'on aurait dû le faire » s'il percevait que les risques pour l'environnement sont élevés. D'autre part, si les coûts de décontamination sont considérables, il optera alors aussi pour une probabilité faible de commettre l'erreur « de décontaminer alors que cela n'était pas nécessaire ». Ces deux variables donnent au décideur l'opportunité d'exprimer ses

préférences en terme de risques qu'il est prêt à supporter, mais ne lui permettent pas de tenir compte du coût d'échantillonnage. Il se pourrait que le prix d'acquisition de l'information additionnelle soit suffisamment élevé ou que le coût de décontamination soit suffisamment bas pour qu'il soit préférable de prendre une décision immédiate.

Cette méthode comporte aussi la fixation arbitraire d'une zone d'indifférence. Habituellement, la valeur de la norme qui constitue le seuil jugé dangereux pour l'environnement est utilisée comme limite supérieure de la zone. Cependant, le choix de l'autre borne est arbitraire et il n'y a pas de critère pour la définir. Le concept lié à cette approche est que le décideur souhaite intervenir si la concentration atteint ou dépasse la limite supérieure, qu'il est plus ou moins indifférent à poser l'une ou l'autre des actions si la concentration réelle se situe entre les deux bornes, et qu'il souhaite ne pas intervenir si la concentration est sous la limite inférieure. Toute chose étant égale par ailleurs, plus cette zone d'indifférence est réduite plus grande sera la taille de l'échantillon. Ce concept permet difficilement au décideur d'exprimer ses préférences en tenant compte de l'ensemble des coûts impliqués. Intuitivement, il optera pour une zone étroite, donc une taille élevée de l'échantillon si les coûts d'échantillonnage sont faibles, mais cette notion ne tient pas compte des coûts de décontamination.

Le calcul de la taille optimale repose donc sur la définition de trois variables : deux probabilités de commettre des erreurs et une zone d'indifférence. La définition des probabilités symbolise une notion relativement concrète mais la définition d'une zone d'indifférence l'est beaucoup moins. Puisque les probabilités et la largeur de la zone d'indifférence exercent une action mutuelle dans le calcul de la taille de l'échantillon, il devient à toute fin pratique impossible pour le décideur de choisir intuitivement des valeurs représentatives à la fois de son budget, des coûts causés par la contamination et des coûts de décontamination.

De plus, en présence de plusieurs projets d'échantillonnage de coûts différents, représentant des caractéristiques différentes pour l'environnement, il est irréalisable de partager les ressources de manière efficace entre chacun. En réalité, ce problème comporte pour chaque projet une estimation de trois coûts, soit : l'échantillonnage, la décontamination et le coût associé aux risques de prendre une mauvaise décision. Il s'agit d'un problème

complexe qui ne peut pas être résolu intuitivement. Avant de passer à la solution bayésienne, les chapitres suivants traitent plus en détail des coûts pertinents à la prise de décision en échantillonnage environnemental.

C3 Les coûts pertinents à la prise de décision en environnement

Afin de réaliser une allocation efficiente des ressources, la mathématique bayésienne requiert une définition des coûts. L'échelle monétaire apparaît plus simple d'utilisation puisque plusieurs coûts sont déjà évalués dans cette échelle lors d'activités d'échantillonnage. Cependant, toute autre échelle de mesure pourrait être utilisée.

C3.1 Inventaire des coûts

Par définition, le coût de l'échantillonnage incluant les analyses et les activités connexes est connu. En analyse bayésienne, ce coût est nécessaire pour la détermination d'une stratégie optimale d'échantillonnage, mais il n'intervient pas dans la première partie de l'étude.

Le coût de décontamination, de restauration ou de traitement est généralement lui aussi connu ou assez facile à établir. La plupart du temps, il s'agit d'un coût fixe pour un volume donné de sédiments. Dans certains cas, notamment pour un traitement biologique ou chimique, ce coût pourrait varier avec le niveau de contamination des sédiments. La solution à ce type de problème n'est pas présentée dans ce document, mais elle ne poserait aucune difficulté particulière.

Le troisième est un coût économique qui correspond aux pertes encourues par la société à cause de la dégradation de l'environnement. Dans le cas de sédiments, ce coût pourrait comprendre, par exemple, les pertes occasionnées par la diminution des produits de la pêche ou de l'usage des lieux.

C3.1.1 Aspects socio-économiques

Au plan social, la protection de l'environnement est étroitement liée à la prise de conscience des conséquences de la pollution. La communauté accepte de consacrer des

ressources financières pour contrôler la pollution parce qu'elle réalise que la dégradation de son environnement risque d'être accompagnée d'un coût social parfois plus élevé.

Au premier stade de l'intervention sociale se retrouve l'observation des effets néfastes de la pollution sur les écosystèmes. Ces observations engendrent des normes qui, selon les connaissances scientifiques du moment, représentent une concentration maximale que l'environnement peut supporter.

Par conséquent, le coût économique est donc constitué des ressources financières que la société accepte de verser pour contrôler ou réduire la pollution. Ce coût était partiellement documenté dans la littérature. Pour certains, ces données souffriraient d'imprécision (Bente, 1996). Plusieurs sources de biais ont été notées dans les évaluations hédonistes et contingentes (études de préférences exprimées) De plus, il y a parfois une différence considérable entre le montant que les individus acceptent de payer et le montant réel qu'ils paieraient, advenant une intervention étatique (Kalle et Strand, 1992). Cependant, depuis quelques années, le nombre de publications en économie ne cesse de croître et des consensus concernant divers aspects méthodologiques ou résultats empiriques apparaissent. On trouve sur Internet beaucoup de documents sur le sujet dont IJC Biennial Forum in Milwaukee, 1999; Kopp *et al.*, 1997; Sunstein, 2001; Krupnick *et al.*, 2000.

Même si le montant des ressources financières que la société paie pour contrôler la pollution fournit une base intéressante pour la détermination d'un coût socio-économique global, une telle mesure n'est pas tout à fait satisfaisante pour l'application de modèles bayésiens. En pratique, le gestionnaire doit être en mesure de définir du moins l'ordre de grandeur du coût économique de chaque problème environnemental auquel il est confronté.

C3.1.2 Appréciation des coûts économiques

Une avenue possible consiste à utiliser des modèles macro-économiques, qui sans être très précis, permettraient d'englober grossièrement l'ensemble des enjeux économiques de la pollution.

La figure C.5 montre l'aspect probable d'une courbe de coûts économiques en fonction du niveau de contamination. La nature exponentielle est liée au fait qu'en général les coûts sociaux croissent très rapidement avec la concentration. Ce graphique est divisé en quatre (4) zones qui représentent chacune divers niveaux de contamination.

Zone 1. La zone 1 représente une région peu touchée par la pollution si bien que les conséquences sur les écosystèmes sont marginales. Dans cette région, les écologistes ne peuvent pas démontrer, à l'aide de méthodes statistiques, une quelconque relation de cause à effet entre les phénomènes observés et la pollution, même s'ils perçoivent certains indices.

Zone 2. Dans la zone 2, les écologistes réussissent à identifier des effets au niveau des écosystèmes sensibles, mais la contribution marginale de la pollution sur la détérioration de la santé, par exemple, est statistiquement non significative. Cette zone comprend les régions qui n'ont pas subi de dommages importants.

Zone 3. Dans la zone 3, les problèmes de santé statistiquement significatifs apparaissent. Les études épidémiologiques démontrent plus de cas de bronchite, d'asthme et de cancer. D'une façon générale, l'état de santé de la population se détériore et la pollution est identifiée comme la principale cause engendrant des effets évidents sur les écosystèmes. Les écologistes identifient plusieurs espèces menacées. Ces régions comprennent par exemple des villes très polluées.

Zone 4. Dans la zone 4, les problèmes identifiés dans la zone précédente s'aggravent rapidement. Il devient possible de mesurer une diminution significative de l'espérance de vie. Les études épidémiologiques révèlent que l'incidence des maladies pulmonaires, des problèmes cardio-vasculaires et de certains types de cancers est nettement supérieure à la moyenne mondiale même en prenant en considération les habitudes de vie. Parfois, la qualité de l'eau se détériore et devient parmi les principales causes de maladie.

Il serait possible d'utiliser de tels modèles pour définir des coûts standard associés à divers types de contamination. En fait, de tels coûts standard seraient représentatifs des connaissances économiques actuelles tout comme les normes qui sont représentatives des maximums tolérables pour l'environnement dans l'état actuel du savoir scientifique.

Grâce aux modèles bayésiens, des données socio-économiques standards permettraient la construction d'une base de travail rationnelle qui uniformiserait tout le processus d'intervention environnemental, de l'acquisition de l'information jusqu'à la prise de décision. Toutefois, à défaut de données reconnues par la communauté, le gestionnaire peut utiliser deux valeurs extrêmes. La solution comportera alors deux résultats qui représenteront des balises pour aider à la prise d'une décision.

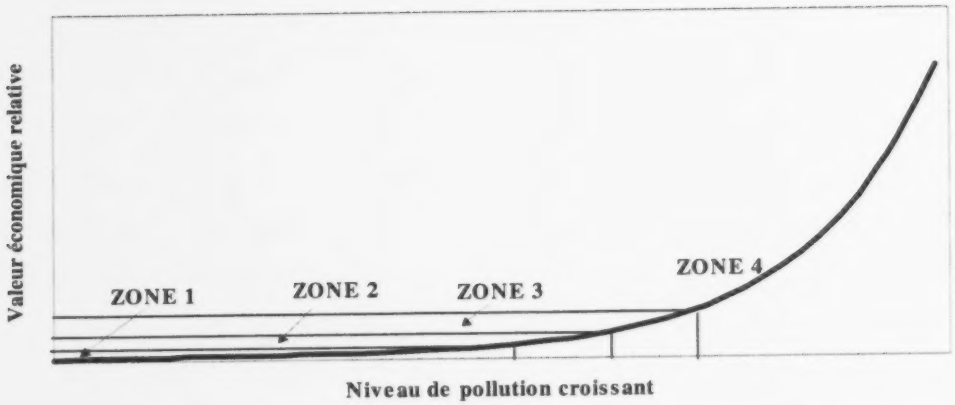


Figure C.5 Valeur socio-économique de dommages causés par la pollution

C3.2 Le coût économique implicite en statistique classique

Même si la notion de coût économique n'est pas invoquée en statistique classique, les actions posées traduisent une notion de valeur économique implicite. Par exemple, le concept de norme représente le seuil à partir duquel il doit y avoir une action pour protéger l'environnement. Tacitement, en cas de dépassement, le fait d'intervenir implique que le coût économique représente au moins le coût de la décontamination. Si le contaminant est présent à une concentration inférieure à la norme, le fait de ne pas intervenir impliquerait que le coût de cette contamination est nul. Au départ, cette représentation altère la réalité car, normalement, les coûts croissent avec la concentration. Le coût économique ne serait généralement pas nul si la contamination est présente à une concentration légèrement inférieure à une norme.

De plus, dans toute stratégie d'échantillonnage fondée sur la statistique classique, on pourrait démontrer qu'il existe une valeur économique implicite associée à la pollution. Cette affirmation deviendra plus compréhensible après l'introduction des modèles bayésiens. Cependant, puisque les coûts d'échantillonnage et de décontamination sont connus, il serait possible de calculer le coût économique associé à une contamination à partir des sommes qui sont investies dans la recherche d'une information additionnelle.

Malheureusement, l'absence de considération économique dans la gestion de l'échantillonnage ouvre la porte à diverses distorsions qui peuvent conduire à une allocation inefficace des ressources.

C4 L'analyse bayésienne

Cette section présente trois exemples de problèmes environnementaux qui seront analysés en mathématique bayésienne. Ces exemples comportent un niveau progressif de raffinement dans l'expression des coûts économiques. De plus, l'un des exemples sera utilisé pour montrer comment la mathématique bayésienne peut contribuer à la planification d'une stratégie optimale d'échantillonnage.

C4.1 Coûts économiques fixes

L'exemple précédent qui illustre l'approche de la statistique classique est repris dans cette section mais en ajoutant des coûts aux divers couples action-état de la nature. Des coûts fixes seront utilisés afin non seulement de représenter certains éléments implicitement contenus dans la méthode classique, mais aussi pour exposer le plus simplement possible la logique de l'approche bayésienne.

Le tableau C.3 présente les coûts associés aux différents couples action-état de la nature. Les éléments du tableau 2 qui qualifiaient les décisions sont donc maintenant remplacés par des coûts.

Tableau C.3
Matrice des coûts pour les couples action-état de la nature

États de la nature	**Probabilité**	**Actions**	
		$\mathbf{a_0}$ (rien faire)	$\mathbf{a_1}$ (enlever)
$\mathbf{e_0}$ (Contamination faible)	0,75	0	10 000 $
$\mathbf{e_1}$ (Contamination élevée)	0,25	100 000 $	10 000 $

L'action a_0 qui consiste à ne rien faire serait accompagnée d'un coût nul si l'état e_0 prévaut, c'est-à-dire si la contamination est inférieure à 1000 mg/kg. L'utilisation d'un coût nul exprime le fait qu'en statistique classique il n'y a simplement pas d'intervention en présence d'une concentration inférieure à la norme.

Par contre, si les sédiments étaient effectivement contaminés, un coût important pourrait s'ensuivre en l'absence d'intervention. Si la concentration du polluant dépasse la norme et qu'il n'y a pas d'intervention (couple a_0-e_1), on supposera que le coût serait de l'ordre de 100 000 $. Il correspond par exemple à la réduction du stock de poissons ou de mollusques ou aux effets à long terme sur la santé humaine. Enfin, la décontamination des sédiments coûte 10 000 $ et ce coût demeure le même peu importe la concentration du contaminant. L'ensemble de la problématique est présenté à la figure C.6.

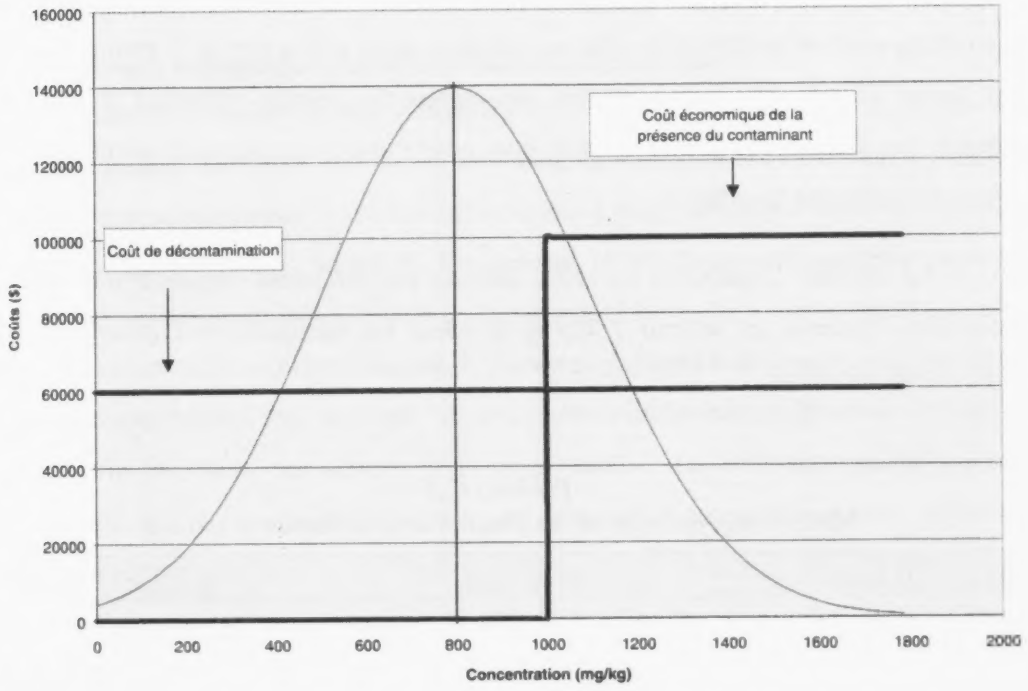


Figure C.6 Coût de la pollution en fonction du niveau de contamination

C4.1.1 Calcul du regret

Le choix de l'action de décontaminer (a_1) conduirait à un gaspillage de ressources en cas de contamination en concentration inférieure à la norme (état e_0), puisque des sommes seront investies en vain. Par conséquent, si après avoir réalisé la décontamination, on pouvait

affirmer hors de tout doute au gestionnaire que les sédiments n'étaient pas contaminés, alors celui-ci « regretterait » d'avoir fait cet investissement.

Le regret est donc lié à une mauvaise décision qui a entraîné un coût inutile et qui laisse le gestionnaire avec l'impression qu'il a gaspillé des ressources. S'il avait connu exactement l'état de la nature, il aurait pu prendre la bonne décision. L'analyse bayésienne utilise cette notion de regret dans le processus de calcul.

Le raisonnement qui supporte le calcul du regret est le suivant : si la contamination est sous la norme et que la décision de décontaminer est retenue, on perdrait ou on regretterait d'avoir dépensé une somme de 10 000 $. En revanche, si la contamination est élevée et que la décision prise était de ne pas intervenir, on regretterait alors la différence entre 100 000 $ et 10 000 $.

Le calcul du regret peut être évalué cas par cas en appliquant le raisonnement précédent, mais il est plus facile d'y arriver à l'aide d'une simple opération arithmétique sur la matrice des coûts qui est présentée au tableau C.3. Le regret est obtenu en prenant, pour un niveau de concentration donné, le montant ($) le plus faible de la matrice des coûts et en soustrayant le montant de chaque option d'action pour cette valeur (p. ex., contamination élevée : 100 000 – 10 000 = 90 000 et 10 000 – 10 000 = 0). Le résultat est présenté au tableau C.4. Il est à remarquer que le résultat de la soustraction est toujours positif.

Tableau C.4
Matrice des regrets pour les coupes action-état de la nature

États de la nature	**Probabilité**	**Actions**	
		a_0 (rien faire)	a_1 (enlever)
e_0 (Contamination faible)	0,75	0	10 000 $
e_1 (Contamination élevée)	0,25	90 000 $	0

C4.1.2 Coût de l'incertitude

La dernière étape du calcul consiste à multiplier chacun des éléments de la matrice par la probabilité associée et à calculer le regret espéré (moyenne des regrets en tenant compte des probabilités) de chaque action (tableau C.5). L'action qui est retenue est celle qui comporte le regret minimum. Dans ce cas, le regret espéré minimum est de 7500 $ et le

décideur devrait opter pour décontaminer le site (a_0). Intuitivement, il s'agit d'une décision que beaucoup de gestionnaires auraient choisie devant une probabilité de 25 % d'un dépassement de la norme, mais en réalité cela dépend du coût économique de laisser la contamination en place. Si le gestionnaire perçoit un coût faible pour l'environnement, alors son intuition pourrait le conduire à prendre la décision de ne pas intervenir. Un exemple typique conduisant à des coûts économiques faibles et élevés est celui d'un sol contaminé par des BPC localisé dans le premier cas dans un désert, et dans le deuxième, au voisinage d'un quartier résidentiel. L'avantage de cette approche est que le gestionnaire peut exprimer les conséquences de la contamination sur une base quantitative et qu'un simple calcul lui indique une solution. En l'absence de coûts économiques précis, il peut toujours utiliser un minimum et un maximum, et vérifier si l'action optimale demeure inchangée.

Tableau C.5
Matrice des regrets espérés pour chaque action

États	**Probabilités**	**Actions**	
		a_0 (rien faire)	a_1 (enlever)
e_1	0,75	0	10 000 $
e_2	0,25	90 000 $	0
Regrets espérés		22 500 $	7 500 $ *

En plus d'indiquer l'action optimale, le regret espéré minimum de 7500 $ représente aussi la somme maximale qui peut être investie en échantillonnage avant de prendre une décision finale. Il est désigné indifféremment sous l'épithète **« coût de l'incertitude »** ou **« valeur espérée de l'information parfaite »**.

La figure C.7 illustre le coût de l'incertitude pour différentes probabilités de contamination. Il est obtenu en faisant varier entre 0 et 1 la probabilité d'une contamination à une concentration supérieure à la norme, et en calculant le regret espéré dans chaque cas.

Le coût de l'incertitude serait nul si la probabilité de contamination est de 1 (à la droite du graphique). En effet, si le résultat moyen était de l'ordre de 1900 mg/kg ($1000+3\sigma$), la probabilité que des polluants soient présents à une concentration supérieure à 1000 mg/kg serait alors certaine. L'action « enlever » serait la bonne décision, l'incertitude et le coût

seraient nuls. En se déplaçant vers la gauche, le coût de l'incertitude croît. On peut identifier le point qui a servi à notre exemple (0,25 - 7500 $). Ce coût croît jusqu'au point de rencontre avec la fonction de coût de l'action « ne rien faire ». À ce point, le coût de l'incertitude de chacune des actions est le même. Par la suite, toujours en se déplaçant vers la gauche, le coût de l'incertitude de l'action « ne rien faire » devient plus faible que celui « enlever ».

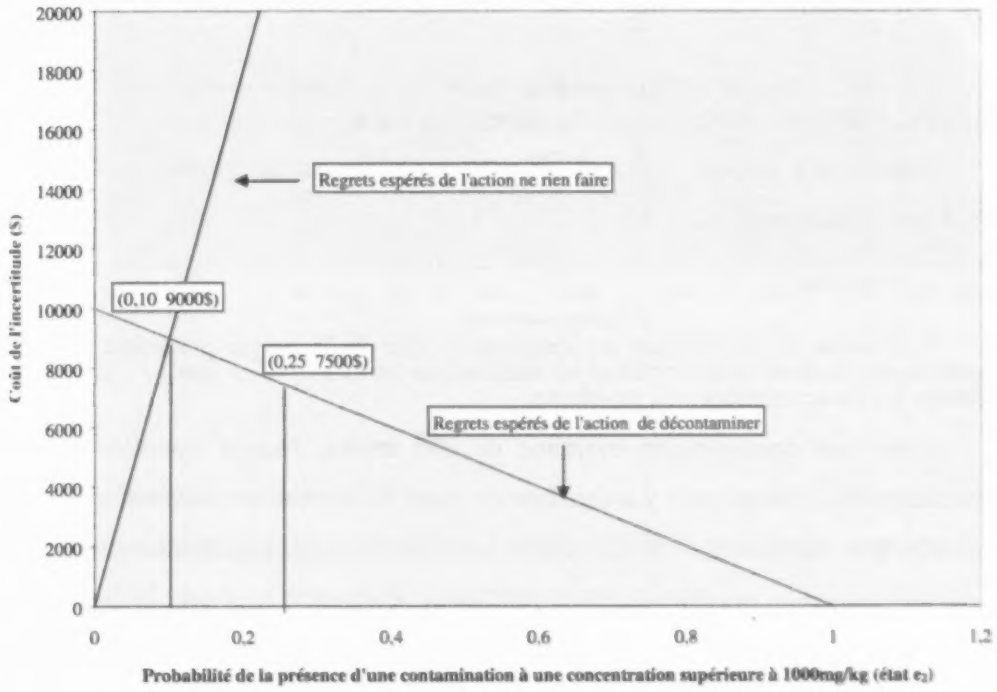


Figure C.7 Coût de l'incertitude de chacune des actions en fonction des probabilités de dépassement de la norme

Selon les données du problème, le gestionnaire devrait choisir l'option « enlever » si la probabilité d'une contamination à une concentration égale ou supérieure à 1000 mg/kg est de 0,10 ou plus et ne rien faire si elle est inférieure à 0,10. Pour satisfaire à ces conditions, il faudrait que la concentration moyenne soit de l'ordre de 610 mg/kg avec un écart type maintenu à 300 mg/kg.

C4.2 Coût exprimé avec une équation linéaire

L'exemple précédent sera repris en remplaçant le coût fixe dû à la présence de la contamination par une fonction linéaire qui traduit un coût croissant à mesure que la concentration du contaminant augmente. On supposera donc que si les sédiments ne sont pas enlevés, la fonction de coût pour cette contamination peut être exprimée à l'aide de l'équation suivante :

$$y_1 = 100\,x$$

Où y_1 représente le coût économique des effets de la contamination pour la zone de sédiments et x désigne la concentration du polluant en mg/kg.

D'autre part, on supposera que les coûts de dragage et de décontamination sont de 60 000 $, par conséquent :

$$y_2 = 60\,000$$

La courbe de distribution est identique à celle de l'exemple précédent et la figure C.8 résume les caractéristiques du problème.

Avec une concentration moyenne de 800 mg/kg, l'action optimale consiste à décontaminer. On constate qu'il y a équivalence entre les actions au point de rencontre des deux droites $y_1 = 100$ x et $y_2 = 60\,000$. Par conséquent, on serait indifférent entre enlever et laisser la contamination causant un préjudice à l'environnement si le niveau de contamination atteint 600 mg/kg. Il s'agit du point mort ou du point d'indifférence. Donc, les actions optimales sont :

- enlever le contaminant si la concentration moyenne est de 600 mg/kg ou plus;
- ne rien faire si la concentration est inférieure à 600 mg/kg.

C4.2.1 Fonction de regrets

Les fonctions de regrets sont données par les équations suivantes :

$$R_{\text{ne rien faire}} = 0 \text{ si } x \leq 600 \text{ mg/kg}$$
$$= 100\,x - 60\,000 \text{ si } x > 600 \text{ mg/kg}$$
$$R_{\text{décontaminer}} = 0 \text{ si } x \geq 600 \text{ mg/kg}$$
$$= 60\,000 - 100x \text{ si } x < 600 \text{ mg/kg}$$

La figure C.9 illustre ces équations de regrets.

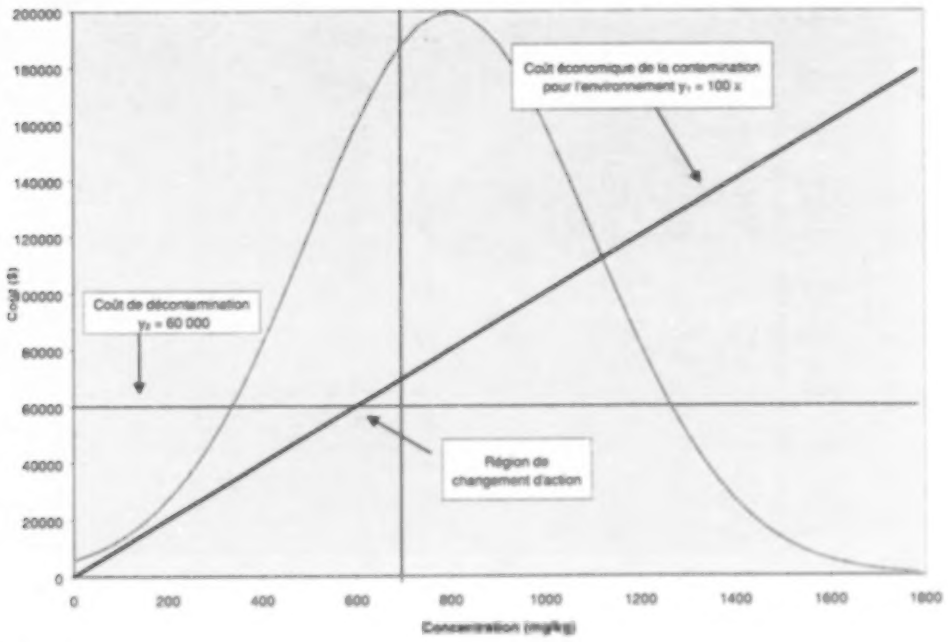


Figure C.8 Coût de la pollution en fonction de la concentration de la contamination

C4.2.2 Coût de l'incertitude

La valeur espérée de l'information parfaite (V.E.I.P.) est obtenue avec une équation qui fait appel à la fonction de perte de la normale centrée réduite.

$$V.E.I.P. = |B_2 - B_1| \sigma \, Ln\left|\frac{e^0 - \mu}{\sigma}\right| \qquad \textbf{Équation 1}$$

Où B_2 et B_1 désignent les pentes des deux fonctions de coûts, μ et σ la moyenne et l'écart type et e^0 le point d'indifférence. *Ln* représente la fonction de perte de la normale centrée réduite. Ce facteur varie entre 0 et 0,4. La différence entre les pentes, qui dans notre exemple est de 100 mg/kg, et l'écart type de la population sont les facteurs les plus importants pour établir le coût de l'incertitude.

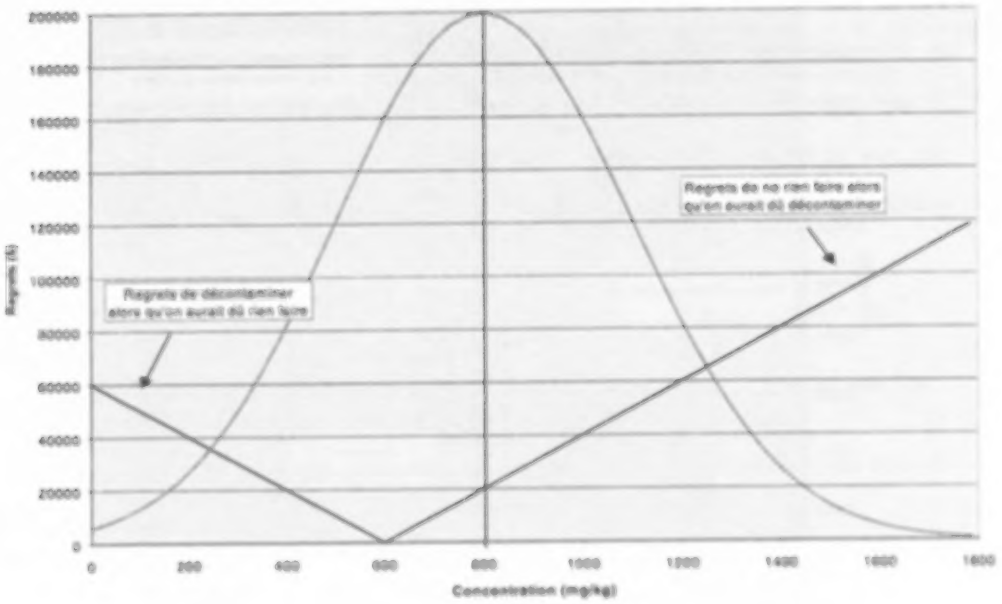


Figure C.9 Regrets des actions en fonction du niveau de contamination

Avec une moyenne de 800 mg/kg, la V.E.I.P. est de 4500$. Par conséquent, il pourrait être utile de dépenser au plus ce montant pour obtenir de l'information additionnelle. Cette question sera examinée plus en détail à la section suivante.

La figure C.10 montre le coût de l'incertitude (V.E.I.P.) pour différentes valeurs qui auraient pu être obtenues pour la moyenne de l'échantillon, toutes choses étant égales par ailleurs.

La valeur maximale du coût de l'incertitude aurait été atteinte si le résultat moyen de l'échantillonnage avait été de 600 mg/kg, soit le point d'indifférence entre les deux actions. Intuitivement, ce résultat s'explique par le fait que c'est à ce point que les risques de mauvaises décisions sont les plus élevés, donc les coûts aussi. En effet, avec une concentration moyenne de 600 mg/kg, il se peut fort bien que l'on décide d'enlever les sédiments contaminés au coût de 60 000 $ alors que la concentration du contaminant est passablement plus faible; l'écart type de la distribution de 300 mg/kg atteste d'une précision plutôt faible dans cet exemple. À l'inverse, on peut fort bien commettre l'erreur de ne pas enlever les sédiments alors que la concentration des polluants occasionne des dommages supérieurs à 60 000 $.

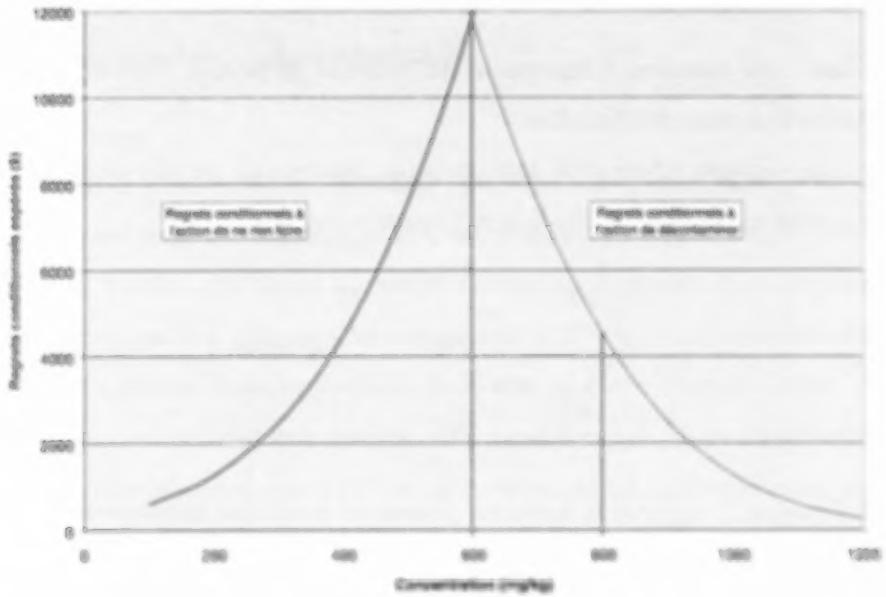


Figure C.10 **Regrets conditionnels espérés en fonction de la contamination moyenne mesurée sur les sédiments**

C4.3 Stratégie d'échantillonnage

L'approche bayésienne comporte aussi une méthodologie pour évaluer la rentabilité de la poursuite de l'échantillonnage afin de réduire l'incertitude. L'objectif de cette section est d'élaborer une simulation avec laquelle on examine certains résultats qui pourraient être obtenus si effectivement on réalisait une expérience additionnelle. Cette simulation est désignée par « analyse pré- et a-posteriori » et elle permet d'évaluer en outre s'il vaut la peine de poursuivre l'expérience en tenant compte des coûts additionnels associés à ce nouvel essai.

C4.3.1 Cumul de l'information en provenance de plusieurs échantillonnages

Un échantillonnage contient une information caractérisée par une moyenne et un écart type; plus la taille de l'échantillon est grande plus l'information est précise. On peut considérer que l'information globale qui proviendrait de l'information actuelle et d'une information qui serait obtenue par un échantillonnage additionnel, soit exprimée par l'équation suivante :

$$I_1 = I_0 + I_x$$

Dans cette équation, I_1 représente l'information globale, I_0 l'information actuelle et I_x l'information d'un nouvel échantillon.

Cette nouvelle information sera elle aussi caractérisée par une moyenne et un écart type. La nouvelle moyenne est estimée avec l'équation suivante :

$$\mu_1 = \frac{\frac{1}{\sigma_0^2}\mu_0 + \frac{1}{\sigma^2/n}\bar{x}}{\frac{1}{\sigma_0^2} + \frac{1}{\sigma^2/n}} \qquad \textbf{Équation 2}$$

L'équation 2 exprime la moyenne globale en pondérant la moyenne a priori μ_0 par celle du nouvel échantillon ($\bar{x}$). On remarque que la moyenne du nouvel échantillon est pondérée par sa taille grâce au facteur n, contrairement à la moyenne de l'information actuelle μ_0 qui ne l'est pas. Cette partie de l'équation $(\mu_0/\ \sigma_0^2)$ exprime le fait que l'écart type de la population (σ_0) est connu. Dans la solution proposée, l'écart type de l'échantillon a été estimé à 300 mg/kg et il n'y avait pas d'hypothèse sur la taille de l'échantillon; par conséquent $n = 1$. Cette équation tient compte de la qualité de l'information contenue dans l'expérience. Si l'information a priori était de piètre précision, alors l'écart type (σ_0) deviendrait grand et la moyenne μ_0 aurait peu de poids dans le calcul de la moyenne globale μ_1, à la condition bien sûr que la taille du nouvel échantillon soit relativement grande.

L'équation suivante est utilisée pour combiner l'écart type des deux informations. Le processus d'agrégation est semblable au précédent : la taille de l'échantillon affecte l'importance de la contribution dans le calcul de l'écart type global.

$$\frac{1}{\sigma_1^2} = \frac{1}{\sigma_0^2} + \frac{1}{\sigma_{\bar{x}}^2}$$

Après réarrangement on obtient :

$$\sigma_1^2 = \frac{\sigma_0^2\sigma^2}{\sigma^2 + n\sigma_0^2} \qquad \text{où} \quad \sigma_{\bar{x}}^2 = \frac{\sigma^2}{n} \qquad \textbf{Équation 3}$$

L'équation 3 permet donc d'exprimer de façon quantitative la précision de l'information contenue dans les deux échantillons.

C4.3.2 Application

La figure C.10 montre la valeur du coût de l'incertitude pour différentes concentrations moyennes qui auraient pu être obtenues pour l'échantillon. À 800 mg/kg, ce coût est de 4500 $ mais cette valeur espérée de l'information parfaite varie largement avec la moyenne qui aurait pu être obtenue. Par conséquent, si la vraie moyenne était différente de 800 mg/kg, cela aurait un impact important sur le coût de l'incertitude du départ; donc sur la somme maximale qui pourrait être investie en échantillonnage. Dans l'application de cette méthode, il faut être conscient que si l'information originale est biaisée alors les sommes que l'on croît devoir investir seront sous-estimées ou surestimées.

L'analyse pré- et a-posteriori nécessite une hypothèse pour la moyenne du prochain échantillon. Si l'information préliminaire est crédible, il est raisonnable de supposer qu'elle serait aussi voisine de 800 mg/kg. Cette hypothèse représente le meilleur compromis ou la meilleure vraisemblance, compte tenu des données disponibles.

Les hypothèses concernant les coûts d'échantillonnage sont :

- 500 $ pour le déplacement de l'équipe d'échantillonnage;
- 25 $ pour chaque prélèvement et le mélange dans des conditions qui assurent la représentativité. Un seul prélèvement sera analysé mais il pourra comporter plusieurs sous-prélèvements;
- 200 $ pour l'analyse de l'échantillon.

Dans ces conditions, les coûts variables sont de 25 $, les coûts fixes de 700 $ et la fonction de coût et des analyses est exprimée à l'aide de l'équation suivante :

$$y_4 = 700 + 25x$$

L'analyse suivante consiste à simuler l'ajout de prélèvements successifs et à calculer l'écart type du nouvel échantillon avec l'équation 3. La réduction de l'écart type associée à la nouvelle expérience contribue à réduire l'incertitude. Cette nouvelle information est désignée par la valeur espérée de l'information de l'étude (V.E.I.E.). La soustraction du coût de l'échantillonnage de la V.E.I.E. donne le gain net de l'étude (G.N.E). Lorsque qu'il y a

croissance du gain net, il est rentable de poursuivre l'échantillonnage. Le tableau C.6 présente les résultats.

Tableau C.6
Réduction de l'incertitude en fonction de la taille de l'échantillon

Calcul du gain net espéré de l'étude					
n	**V.E.I.P. a priori**	**V.E.I.E.**	**V.E.I.P. a post.**	**Coût**	**G.N.E.**
2	4500	3422	1077	750	2673
4	4500	4097	402	800	3297
6	4500	4319	181	850	3468
8	4500	4420	80	900	3520
10	4500	4455	45	950	3504

Le gain net de l'étude (G.N.E.) croît jusqu'à une taille de huit et décroît par la suite. La figure C.11 résume l'information et montre que la pente devient négative pour la courbe de gain net (G.N.E.) au-delà de huit (8) prélèvements.

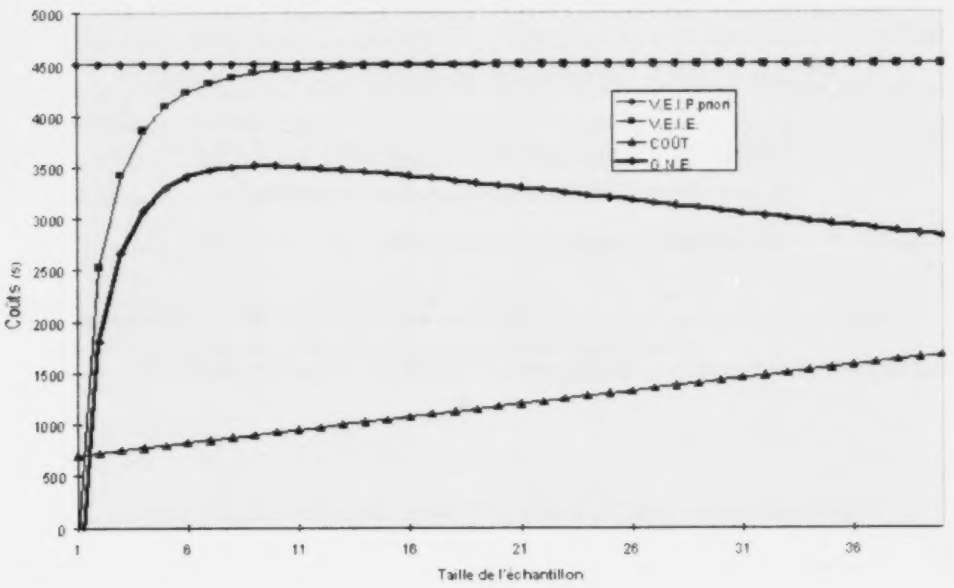


Figure C.11 **Gain espéré de l'étude en fonction de la taille de l'échantillon**

Par conséquent, la stratégie optimale consiste à prélever un échantillon d'une taille 8. Dans cet exemple, le coût de l'incertitude décroît rapidement avec la taille de l'échantillon parce que le résultat supposé pour le nouvel échantillonnage est aussi de 800 mg/kg, soit un point où l'incertitude est plutôt faible. Le résultat du calcul de la taille de l'échantillon aurait été beaucoup plus grand si la moyenne a priori et a posteriori avait été fixée, par exemple, à 600 mg/kg, là où l'incertitude est la plus grande.

Après avoir réalisé ce nouvel échantillonnage, l'information obtenue est combinée à l'aide des équations 2 et 3. La nouvelle moyenne et le nouvel écart type constituent le point de départ pour réaliser une autre analyse pré- et a-posteriori et le processus est encore appliqué pour déterminer s'il est rentable de rechercher une autre information.

C4.4 Coûts exprimés avec plusieurs équations linéaires

L'utilisation d'une fonction de coût variable représente une amélioration par rapport aux coûts fixes, mais le raisonnement concernant le choix de l'action la moins coûteuse présente un caractère inopportun. Ainsi, le choix de l'action optimale basé uniquement sur la notion de coût minimum fait que l'action « ne rien faire » pourrait être choisie alors que la concentration est bien supérieure à la norme. La figure C.12 illustre cette problématique.

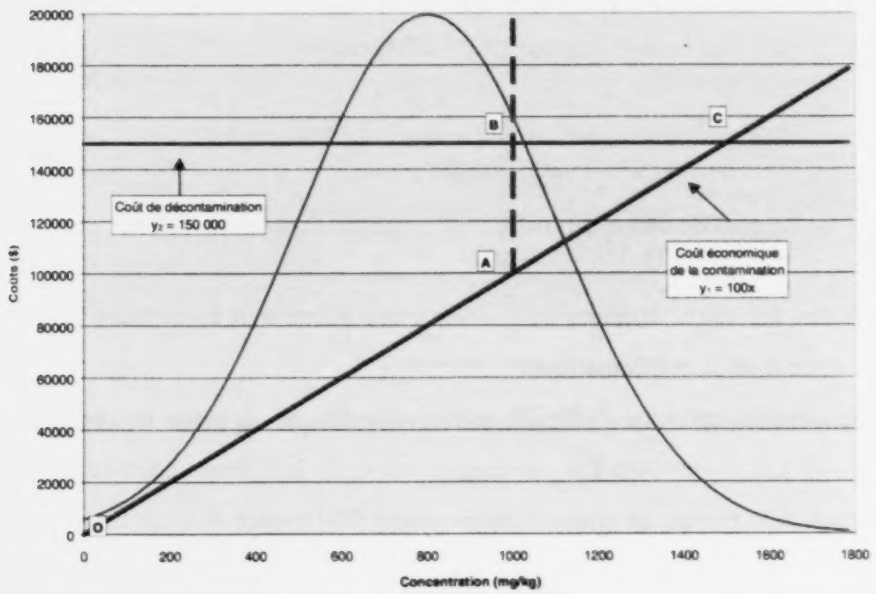


Figure C.12 **Problématique avec un coût de décontamination supérieur au coût économique**

Dans cet exemple, le coût fixe de décontamination est de 150 000 $. La lettre C indique le point de rencontre du coût fixe et de la droite du coût économique $y = 100x$. En se basant uniquement sur la notion de coût minimum, le gestionnaire devrait ne rien faire jusqu'à ce que la concentration atteigne 1500 mg/kg. Ce n'est qu'à la droite du point C, soit pour des concentrations supérieures à 1500 mg/kg, que le coût économique de la présence du contaminant sera supérieur à celui de la décontamination. Or, la notion de norme énonce que le gestionnaire devrait intervenir si la concentration atteint 1000 mg/kg.

Plusieurs fonctions mathématiques peuvent être utilisées pour représenter ce problème. La plus radicale consiste à ajouter une fonction de coût ayant une pente infinie dès que la concentration atteint 1000 mg/kg. Ainsi, plutôt que de résoudre le problème en suivant le segment OAC, on utilisera les segments OAB dont la partie AB est indiquée en pointillé sur le graphique. Une telle modélisation suggère que des conséquences économiques graves seraient observées au-delà de la norme. Des conséquences moins graves pourront être représentées par un changement plus ou moins prononcé de la pente aux environs de la norme ou encore en utilisant une fonction exponentielle.

Dans cette section, l'exemple précédent sera repris en ajoutant une fonction de coût de pente plus élevée lorsque la concentration est supérieure à la norme. Les fonctions utilisées sont :

Pour des contaminations de 0 à 1000 mg/kg :
$y_1 = 100\,x$

Pour des contaminations supérieures à 1 000 mg/kg :
$y_2 = 500\,x - 400\,000$

Le coût de décontamination est représenté par :
$y_3 = 90\,000$

Toutes les autres données du problème précédent sont conservées et la figure C.13 illustre l'ensemble de la problématique.

On constate qu'il y a équivalence entre les actions au point de rencontre des deux droites $y = 100$ x et $y = 90\,000$. Par conséquent, on serait indifférent entre enlever et laisser la contamination si le niveau de contamination atteint 900 mg/kg. Il s'agit du point mort ou du point d'indifférence. A priori, en utilisant seulement la notion de coût minimum, l'action

optimale consisterait à ne rien faire si la concentration moyenne était de 800 mg/kg. Donc les actions optimales sont :

- Enlever le contaminant si la concentration moyenne est de 900 mg/kg ou plus.
- Ne rien faire si la concentration est inférieure à 900 mg/kg.

C4.4.1 Fonction de regrets

Les fonctions de regrets sont données par les équations suivantes et sont représentées à la figure C.14.

$$
\begin{aligned}
R_{\text{ne rien faire}} &= 0 && \text{si } x \leq 900 \text{ mg/kg} \\
&= 100x - 90\,000 && \text{si } 900 < x > 1\,000 \text{ mg/kg} \\
&= 500x - 400\,000 - 90\,000 && \text{si } x > 1\,000 \text{ mg/kg} \\
R_{\text{décontaminer}} &= 0 && \text{si } x \geq 900 \text{ mg/kg} \\
&= 90\,000 - 100x && \text{si } x < 900 \text{ mg/kg}
\end{aligned}
$$

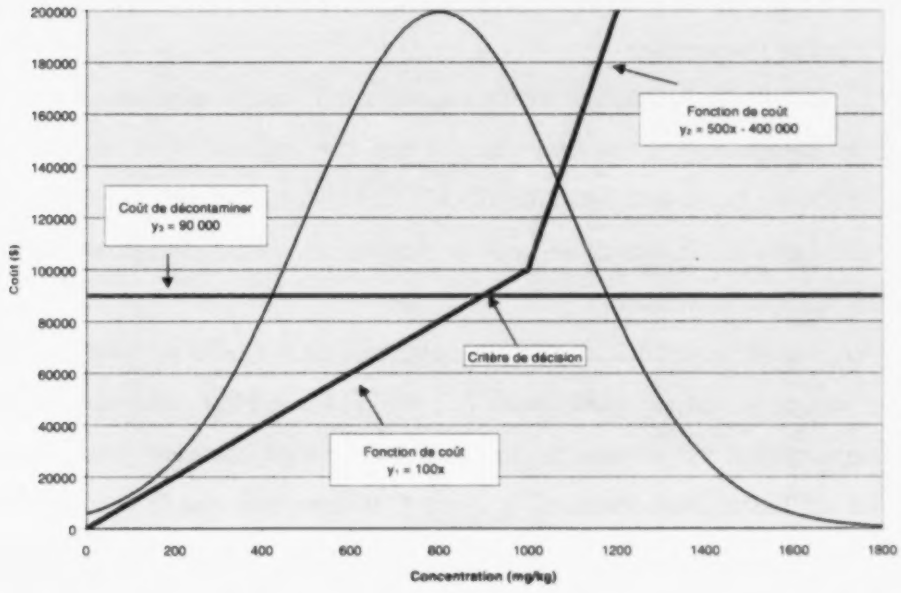


Figure C.13 Coût de la pollution en fonction du niveau de contamination

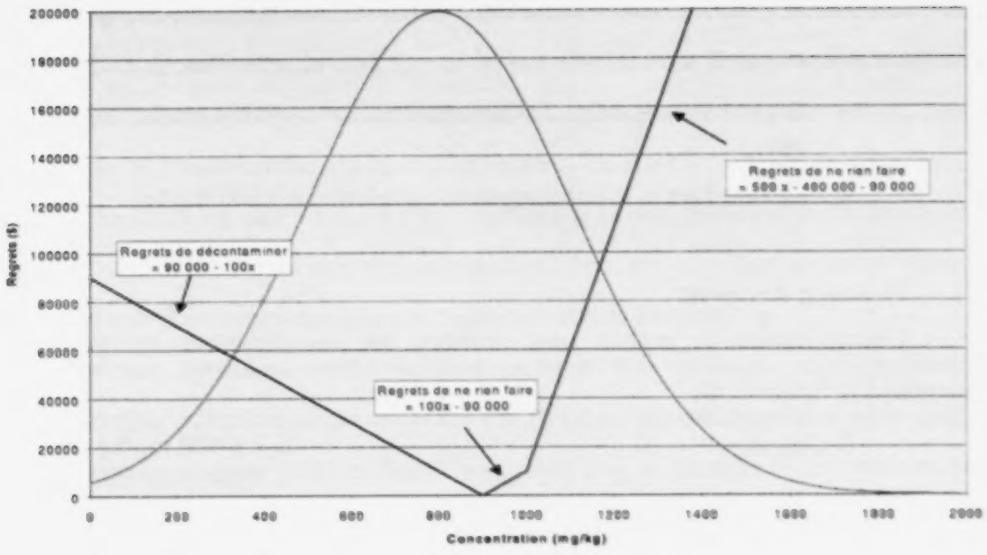


Figure C.14 Regrets des actions en fonction du niveau de contamination

C4.4.2 Coût de l'incertitude

Le coût de l'incertitude est évalué en intégrant la courbe normale et en utilisant les fonctions de regrets appropriées dans chacune des trois régions. Avec une concentration moyenne de 800 mg/kg, ce coût est de 18 075 $.

La figure C.15 montre le coût de l'incertitude pour différentes valeurs de la moyenne du résultat préliminaire.

Le coût de l'incertitude conditionnel maximal est de l'ordre de 20 800 $. Ce résultat est obtenu lorsque la concentration atteint 761 mg/kg. Ce résultat comporte une différence importante par rapport à la solution de l'exemple précédent où une seule fonction linéaire est utilisée. Tel qu'illustré précédemment, la figure C.10 corrobore que le coût de l'incertitude maximal est atteint lorsque le coût de la décontamination est égal au coût de laisser la contamination en place, soit au point d'indifférence. En fait, avec des fonctions de coûts linéaires, le regret conditionnel maximal est toujours localisé au point d'indifférence.

Dans cet exemple-ci, le coût de l'incertitude maximal devrait être observé à une concentration de 900 mg/kg au lieu de 761 mg/kg. Ce déplacement est suscité par le changement de pente dans les fonctions de coûts qui provoque l'apparition d'un nouveau point d'indifférence vers de plus basses concentrations. Ce résultat est cohérent avec la

problématique. Si les coûts croissent de plus en plus rapidement avec la concentration, le gestionnaire devrait prendre la décision de décontaminer à des concentrations inférieures au point d'indifférence. Par conséquent, si la concentration moyenne obtenue lors de l'essai préliminaire est de 800 mg/kg, la décision optimale consiste à décontaminer avec un coût de l'incertitude de 18 075 $.

En présence de coûts exprimés avec plusieurs fonctions linéaires ou avec une fonction de type exponentielle, le choix de l'action optimale n'est plus déterminé au point de rencontre des fonctions des coûts. Il faut donc calculer les regrets espérés conditionnels de chaque action et utiliser le point de rencontre des regrets pour déterminer le nouveau point d'indifférence.

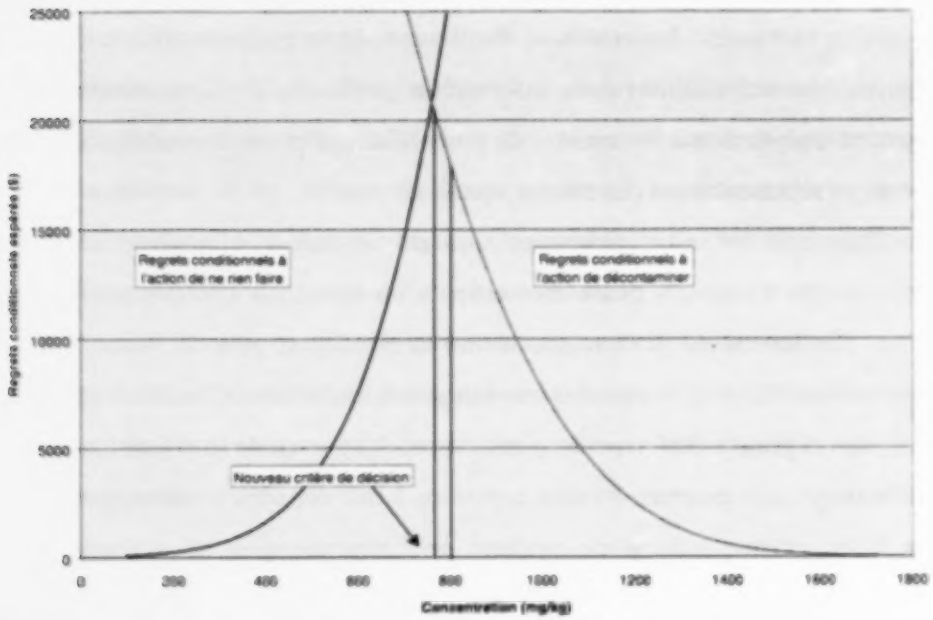


Figure C.15 **Regrets conditionnels espérés en fonction de la contamination moyenne mesurée sur les sédiments**

C5 Conclusion

En établissant un parallèle entre l'approche classique et bayésienne, ce document montre quelques différences importantes entre ces deux méthodes d'évaluation de processus stochastiques. L'approche bayésienne ne requiert pas de définition d'une zone d'indifférence. En statistique classique, cette définition est essentielle mais la représentation qui en découle identifie étrangement la problématique.

Dans les faits, on pourrait démontrer que tout échantillonnage réalisé selon la statistique classique est en réalité investi de coûts sociaux. Connaissant les coûts de l'échantillonnage et de la décontamination, il serait possible d'évaluer à quelle valeur économique de l'environnement correspond une stratégie donnée. L'approche proposée dans ce document présente la problématique dans le sens inverse. En dépit d'une connaissance parfois limitée des coûts économiques, l'utilisation de la mathématique bayésienne offre l'avantage au décideur d'utiliser cette information plutôt que de l'ignorer complètement en s'en remettant uniquement à des notions de probabilité qui peuvent conduire à des décisions qui ne sont pas représentatives des valeurs sociales.

Bien que les deux techniques utilisent la notion de probabilité, la méthode bayésienne intègre les aspects financiers omniprésents dans toute décision environnementale. De ce fait, elle fournit au gestionnaire un meilleur support pour la prise de décision en favorisant une meilleure allocation des ressources non seulement à l'intérieur d'un projet mais aussi entre divers projets. Enfin, puisque cette approche permet de structurer tout le processus d'échantillonnage, elle pourrait, lorsque combinée à des données économiques normalisées, conduire à un système intégral de synthèse de l'information et de méthode de prise de décision.

C6 Épilogue

Cette brève introduction à la mathématique bayésienne montre qu'en intégrant des fonctions économiques à la formulation statistique, on parvient à une méthode d'analyse fondamentale qui facilite le processus de prise de décision. Cependant, le contexte de la rédaction de cette annexe n'est pas celui d'un livre où divers chapitres auraient permis d'élaborer sur plusieurs sujets congruents et de réaliser une intégration de l'ensemble.

Pour faire ressortir le fil conducteur entre la statistique classique et bayésienne et pour introduire la notion de fonction économique, nous avons délibérément limité pour ne pas dire omis l'examen de plusieurs sujets connexes. Il va s'en dire qu'une étude plus approfondie de divers sujets connexes auraient permis de mieux représenter la complexité de l'échantillonnage environnemental et, à l'occasion, d'utiliser des outils mathématiques plus diversifiés. Toutefois, en élargissant le cadre de la discussion, il aurait été plus difficile d'exposer l'essentiel de la mathématique bayésienne et de ses implications en environnement. Le seul niveau progressif de complexité qui a été retenu est celui de la formulation des fonctions économiques. Il ne faudrait donc pas s'étonner si on ne retrouve pas tout les ingrédients nécessaires à la résolution intégrale d'un problème d'échantillonnage particulier. Cela ne signifie pas qu'il y a absence de solution mais qu'en réalité la formulation doit être adaptée à chaque conjoncture en utilisant les outils appropriés à chaque étape.

Cet épilogue a pour objectif de repositionner le contenu de cette annexe dans un contexte plus global et d'élaborer brièvement sur quelques commentaires reçus lors de la révision du document.

Fonction de coût économique. La représentation exponentielle qui résulte de l'examen de la question économique traduit une évidence certaine sinon à tout le moins une évidence très probable; mais dans l'état actuel des connaissances ce résultat n'est pas encore documenté comme tel dans la littérature. Toutefois, la définition de telles fonctions économiques ne semble pas illusoire si on tient compte des publications récentes sur le sujet et de la rapidité avec laquelle apparaissent les applications en environnement.

Deux éléments de discussions importants sont associés à cette question et il convient de les souligner sans toutefois entrer dans le détail puisqu'il s'agit en réalité d'un sujet fort complexe étant donné la multitude des notions qui y sont rattachées.

Le premier élément concerne l'apparence générale d'un diagramme de coût économique qui a comme principale caractéristique l'échelle de mesure et le degré de croissance. Ces aspects dépendent du niveau de développement économique et de l'état des connaissances. On devrait s'attendre à des diagrammes différents dans des sociétés distinctes de par leur culture, leur mode de vie, la richesse collective, le niveau d'industrialisation, etc. Toutefois, cela n'exclut pas qu'un diagramme donné puisse être représentatif de grands bassins de population. Par exemple, compte tenu de la similitude des systèmes économiques et sociaux des états, provinces et territoires d'Amérique du Nord, il est probable qu'une représentation unique puisse convenir à ce continent. Même si la richesse collective varie selon la région, les mécanismes étatiques réagissent de façon à répartir uniformément les coûts sociaux collectifs et la pollution ne devrait pas faire exception d'autant plus qu'elle est souvent transfrontalière.

L'autre composante de la fonction économique concerne la nature de la contamination présente dans un lieu donné. Par exemple, les polluants retrouvés dans une région minière sont différents de ceux associés à l'activité agricole. Pour chaque problème de contamination, il faut donc pouvoir effectuer une intégration des effets, et l'exprimer dans une échelle de coût monétaire. Cette intégration peut être réalisée au moyen d'une analyse de risque basée sur des essais toxicologiques et écotoxicologiques.

Actuellement, ces études sont courantes mais il est possible d'exprimer le résultat sous une forme déterministe ou probabiliste avec pour conséquence que la fonction de coût économique associée aura le même caractère. Dans le cas probabiliste, la résolution numérique des problèmes fera appel à des outils mathématiques passablement plus sophistiqués que ceux décrits dans ce document. Ce type de formulation comprend deux variables aléatoires et il faudra déterminer une fonction de distribution conjointe. Les approches probabilistes tout en étant fondamentalement comparables au plan conceptuel offrent un niveau de complexité mathématique nettement plus important.

Hypothèse utilisée. Un autre point qui a été soulevé concerne deux hypothèses qui sont utilisées dans l'annexe mais qui risquent fort de ne pas être rencontrées en pratique.

La première, qui est d'ailleurs déjà soulignée, concerne la lognormalité courante de la distribution des observations environnementales. La méthodologie présentée avec une distribution normale ne modifie en rien les étapes de calcul, sauf qu'avec une distribution lognormale, les expressions mathématiques sont plus complexes et la formulation plus éloignée de l'intuition.

La deuxième hypothèse se rapporte à l'interprétation de la variance utilisée dans les exemples. En pratique, la plupart des données d'échantillonnage de sédiments seront corrélées c'est-à-dire qu'il y aura des tendances vers une augmentation ou une diminution des concentrations lors du déplacement vers une direction donnée. Cette corrélation dans l'espace provoque une hausse de la variance en raison de l'inclusion d'un élément de covariance. Or, l'incertitude dépend uniquement des erreurs aléatoires d'échantillonnage et non pas des effets associés aux augmentations (diminutions) progressives. Tous les exemples, y compris celui du calcul de la taille optimale d'un nouvel échantillon, sont élaborés en supposant que la variance ne comporte pas d'éléments de covariance.

Tel que souligné à la section 3.2.3.2, la corrélation peut facilement être éliminée par mélange de prélèvements mais cela peut s'avérer indésirable. Cette question n'est pas élaborée dans ce guide et un traitement complet nécessiterait une présentation assez longue qui inclut plusieurs notions relevant d'une formation en statistique ou en géostatistique. Au besoin, on pourra recourir aux services d'un statisticien pour calculer ou estimer la variance d'échantillonnage en éliminant les effets de la corrélation.

Fonction de coût pour le calcul de la taille optimale de l'échantillon. Un dernier élément concerne le calcul de la taille optimale de l'échantillon. Le problème est présenté de telle sorte qu'après l'analyse des résultats d'une première campagne, on retourne sur le terrain pour échantillonner à nouveau.

Or, il est pratique courante de prélever en surplus lors de la première intervention et de réaliser des analyses additionnelles si besoin en est[10]. La question consiste à représenter cette situation au plan mathématique.

La définition de la fonction de coût *d'échantillonnage et/ou d'analyse* dépend uniquement de la conjoncture qui doit être représentée. Si on échantillonne en surplus sans aucune information préliminaire, il faudra alors utiliser des hypothèses d'incertitude et de fonctions de coûts économiques vraisemblables pour effectuer le calcul. Dans ces conditions, la fonction de coût d'échantillonnage comportera seulement les éléments qui lui sont propres soit le prélèvement, le transport et le stockage des récipients. Même si les calculs ne sont basés que sur des suppositions, il peut être utile d'avoir une idée du résultat afin d'adopter une position réaliste concernant un nombre de prélèvements supplémentaires.

S'il existe une incertitude après un premier examen des résultats, on devra à nouveau calculer une taille optimale en utilisant cette fois seulement le coût des analyses. Il est important de noter que les coûts de l'échantillonnage proprement dit ne sont plus pertinents selon ce scénario d'actions puisque ces coûts ont été engagés à l'étape précédente.

On constate donc que peu importe la conjoncture, il est possible par définition même du processus de dégager des fonctions de coûts d'échantillonnage appropriées.

---

[10] Cette approche suppose que l'on connaît à l'avance la ou les zones qui présentent une incertitude. En pratique diverses situations peuvent exister. Par exemple, on peut trouver une zone très contaminée suivie d'une zone où il y a incertitude quand au dépassement d'une norme puis une zone très peu contaminée. En pratique on devra réétudier seulement la zone incertaine et il peut être avantageux de retourner sur le terrain plutôt que de prélever des échantillons supplémentaires dans toutes les zones, le tout dépend des coûts impliqués.

Références de l'annexe C

Berrens, H. 1996. «Ordering Effects in Contingent Valuation Surveys Willingness To Pay For Reduced Health Damage From Air Pollution». *Environmental And Resource Economics, 8* : 485-499.Kalle, S. et J. Strand (1992). «Willingness To Pay For Environmental Goods In Norway : A Contingent Valuation Study With Real Payment». *Environmental And Resource Economics, 2* : 91-106.

Kopp, J.R., A.J. Krupnick et T. Toman. 1997. *Cost-Benefit Analysis and Regulatory Reform : An Assessment of the Science and the Art*. Ressources for the Future. http//www.rff.org.

Krupnick, A., A. Alberini, M. Cropper, N. Simon, R.G. O'Brien et M. Heintzelman. 2000. *Age, Health, and the Willingness to Pay for Mortality Risk Reductions : A Contingent Valuation Survey of Ontario Residents*. Ressources for the Future. http//www.rff.org.

Martel, J-M et R. Nadeau. 1988. *Statistique en gestion et en économie*, Gaëtan Morin, 621 p.

Martel, J.-M. 1973. *Décision et inférence statistique en affaires*, Les Presses de l'Université Laval, 419 p.

Morissette, S. 1997. *Modèles de décision pour l'échantillonnage des sols*. Essai présenté à la Faculté des études supérieures de l'Université Laval, Département des opérations et systèmes de décision, 125 p.

Sediment Priority Action Committee IJC Biennal Forum In Milwaukee. 1990. *Identifying and Assessing the Economic Benefits of Contaminated Aquatic Sediment Cleanup*. http//www.ijc.org./boards/wqb/econsed/background.html

Sunstein, C.R. 2001. *Cost-Benefit Default Principles*. John M. Olin Law and Economic Working Paper No. 104.
http// www.law.uchicago.edu/Publications/Working/index.html